UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Faculdade de Ciências e Tecnologia

Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

EVOLUÇÃO DA QUALIDADE DAS ORIGENS DE ÁGUA E OS LIMITES DE APLICABILIDADE DE SISTEMAS CONVENCIONAIS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS.

SOLUÇÕES DE REABILITAÇÃO – MONTE NOVO E ROXO

Por:
Helder de Jesus Augusto Rodrigues

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para obtenção de grau de Mestre em Engenharia Sanitária

Orientador: Professor Doutor Fernando José Pires Santana

Co-orientador: Professora Doutora Maria Gabriela Lourenço da Silva Féria de Almeida

Lisboa

2008

AO MEU PAI

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Doutor Fernando Santana, Director da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, desejo expressar o meu profundo reconhecimento e agradecimento, não só pela orientação do trabalho, mas também pelas sugestões, incentivos e ideias que vieram a ser exploradas nesta dissertação.

À Professora Doutora Maria Gabriela de Almeida, desejo expressar a minha profunda gratidão, não só pela co-orientação do trabalho, mas também pela constante motivação, incentivo e disponibilidade, para além do reconhecimento pelas sugestões, apoio e ideias que muito contribuíram para a realização desta dissertação.

À Professora Doutora Leonor Amaral agradeço a disponibilização de informação referente aos casos de estudo abarcados na presente dissertação.

Ao Engenheiro Pedro Coelho agradeço a disponibilidade do modelo simples de dispersão de CBO_5, utilizado neste trabalho.

À equipa de secretariado, Elisabete Carreira, Celma Padamo e Sónia Ferreira, da Directoria da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, pele apoio e principalmente simpatia e paciência demonstrada ao longo da realização deste trabalho.

Aos meus colegas e amigos da Faculdade de Ciências e Tecnologias agradeço o apoio, amizade e carinho que sempre demonstraram.

Aos meus amigos da minha terra natal agradeço por nunca me terem deixado de apoiar e motivar, e principalmente pela amizade sempre revelada.

E o meu agradecimento especial à minha família, por tudo o que sempre fizeram e nunca terem deixado de acreditar em mim, não podendo deixar de expressar a minha saudade e profundo respeito pela Memória do meu Pai.

SUMÁRIO

O presente trabalho teve por objectivo a análise da evolução da degradação da qualidade da água para abastecimento público e limites de aplicabilidade dos sistemas de tratamento convencionais e soluções de reabilitação, através da abordagem de dois casos de estudo, Monte Novo e Roxo.

Avaliou-se a qualidade das origens da água face ao quadro normativo vigente e a sua tendência evolutiva. Determinou-se os limites dos sistemas de tratamento convencionais instalados através da aplicação da metodologia das Unidades de Domínio, de forma a avaliar o peso e importância relativa dos parâmetros de qualidade analisados.

Identificou-se qual o considerado parâmetro limitante para os casos de estudo e propuseram-se soluções técnico-económicas de reabilitação para os sistemas de tratamento observados, para continuar a proceder a um abastecimento público de acordo com o disposto na legislação, sendo estas soluções a reabilitação dos sistemas mantendo o tratamento convencional, aplicação da filtração por membranas através das tecnologias de nanofiltração e osmose inversa e a reabilitação de sistemas de tratamento de águas residuais, embora nesta última solução proposta apenas se estimaram os custo de construção.

Os resultados obtidos permitem concluir que a água das albufeiras estudadas não cumpre os requisitos do disposto na legislação para consumo humano, sendo estas inferiores a A3. Por outro lado, verificaram-se limitações relacionadas com a matéria orgânica nos sistemas de tratamento de Monte Novo e Roxo, tendo-se concluído que o parâmetro limitante em ambos os casos era o CBO_5.

Relativamente às funções de custos totais calculadas, constatou-se que a solução de reabilitação dos sistemas mantendo o tratamento convencional era a mais económica. Importa referir também, a impossibilidade de aplicação da solução de osmose inversa no caso de estudo de Monte Novo.

Por outro lado, através da análise dos custos de construção das soluções propostas, constatou-se que a solução de reabilitação dos sistemas de tratamento de águas residuais apresentava o menor investimento inicial, seguido pelas soluções de nanofiltração, osmose inversa e por fim reabilitação dos sistemas de tratamento de água mantendo o tratamento convencional. Contudo, destaca-se que no caso do Roxo, os custos da aplicação das tecnologias de nanofiltração e osmose inversa eram próximos dos custos da reabilitação dos sistemas de tratamento de águas residuais.

ABSTRACT

The present work aimed to analyse the degradation development of water quality for public supply, the limits of applicability to conventional treatment systems and upgrade solutions through approaches of two studies case, Monte Novo and Roxo.

Primarily to the implementation of this work it was found the legal conformity, the relations between different depths and parameters and the evolutionary trend of the parameters. Then it was proceeded the determination of the conventional limits of treatment systems, applying in parallel the methodology "*Unidades de Domínio*" to estimate the weight and relative importance of the parameters analyzed.

Therefore, it was determined the limiting parameter for the case studies and proposed technical-economic solutions to upgrade the treatment systems studied, in order to continue to make a public supply in accordance with the legal provisions. These solutions are the systems upgrade maintaining the conventional treatment, applying filtration membranes by using the technologies of nanofiltration and reverse osmosis and upgrading the waste water treatment systems, although in the latter proposed solution only where taken into account the estimated cost of construction.

Results allowed concluding that the reservoir water bodies studied don't meet the requirements of the provisions in the legislation for public supply, which are greater than A3. On the other hand, there were limitations related to the organic matter in the systems of treatment of Monte Novo and Roxo, where it was concluded that the limiting parameter in both cases was the BOD_5.

Regarding the functions of the calculated total costs, it was able to conclude that the solution to upgrade of the systems maintaining the conventional treatment was the most economic. It also noted the impossibility of implementing the solution of reverse osmosis in the case study of Monte Novo.

Furthermore, through the analysis of the costs of construction of the proposed solutions, it was able to conclude that the solution to upgrade waste water treatment systems had the lowest initial investment, followed by solutions of nanofiltration, reverse osmosis and finally upgrade of treatment systems for water maintaining the conventional treatment. However, in the case study of Roxo, the costs of applying the technologies of nanofiltration and reverse osmosis were similar to the costs of upgrading the waste water treatment systems.

ÍNDICE GERAL

ÍNDICE DE FIGURAS

ÍNDICE DE QUADROS

SIMBOLOGIA

Δ – Diferença de Custos
C.C. – Custo de Construção
CAG – Carvão Activado Granular
CAP – Carvão Activado em Pó
CBO_5 – Carência Bioquímica de Oxigénio a 5 dias
Ch – Carga hidráulica
CQO – Carência Química de Oxigénio
Cu – Coeficiente de uniformidade
d_{10} – Diâmetro efectivo que revela a dimensão da malha do peneiro que permite a passagem de 10% da massa total da amostra
d_{60} – Diâmetro efectivo que revela a dimensão da malha do peneiro que permite a passagem de 60% da massa total da amostra
ETA – Estação de Tratamento de Água
ETAR – Estação de Tratamento de Água Residual
G – Gradiente de velocidade
IR – Importância Relativa
MF – Microfiltração
NF – Nanofiltração
Nº – Número de amostras
O&M – Custo de Operação e Manutenção
OI – Osmose Inversa
PR – Peso Relativo
r – Coeficiente de correlação de Pearson
R^2 – Coeficiente de determinação
SST – Sólidos Suspensos Totais
ST – Sistema de Tratamento
ST1 – Sistema de Tratamento 1
ST2 – Sistema de Tratamento 2
ST3 – Sistema de Tratamento 3
ST4 – Sistema de Tratamento 4
ST5 – Sistema de Tratamento 5
ST6 – Sistema de Tratamento 6
ST7 – Sistema de Tratamento 7
ST8 – Sistema de Tratamento 8
t_c – Tempo de contacto
t_f – Taxa de filtração

t_m – Tempo de mistura

t_r – Tempo de retenção

UD – Unidade de Domínio

UF – Ultrafiltração

v_e – Velocidade de escoamento

VMA – Valor Máximo Admissível

VMR – Valor Máximo Recomendável

α – Grau de significância

1 INTRODUÇÃO

A preocupação com a qualidade da água embora sendo um problema actual, esteve sempre intrínseca à existência do ser humano, uma vez que a água é um recurso essencial à vida. Este recurso constituiu sempre um factor decisivo para a implantação das civilizações antigas.

Por outro lado, com o crescimento das comunidades, começaram a surgir problemas, não só relativos à quantidade de água disponível, como também à sua qualidade. Assim, os recursos hídricos passaram a ser valorizados não só pela sua capacidade de satisfazer as necessidades das actividades antropogénicas que dele dependiam, mas também pela qualidade que este bem apresentava, nomeadamente em relação aos designados hoje por parâmetros organolépticos (aparência, cheiro e sabor), como é referenciado em documentos datados de 4000 a.C. (U.S.EPA, 2000).

Por volta do ano 1500 a.C., no Egipto, a problemática da “nebulosidade visível”, actualmente parâmetro denominado por turvação, já era resolvida com a utilização de sulfato de alumínio, uma vez que nesta região as origens de água apresentavam elevado teor de partículas em suspensão, as quais eram relacionadas com sabor e aparência desagradáveis. Este facto revela que poderá ter sido esta civilização a pioneira no desenvolvimento de sistemas de tratamento de águas (U.S.EPA, 2000).

Também na civilização grega se verificou o desenvolvimento e sistematização de processos de tratamento da água como a “filtração através de carvão, exposição à luz, peneiração e fervura”, de acordo com as características da água bruta e a sua utilização (U.S.EPA, 2000).

No século V a.C. o médico Hipócrates desenvolveu a “luva de Hipócrates”, que não era mais que um saco de pano, através do qual se realizava a filtração, pois nessa época a água considerava-se potável quando se apresentava límpida e translúcida, ou seja na ausência de sólidos em suspensão (Hall e Dietrich, 2000).

No que se refere à civilização romana, esta foi a primeira a construir um sistema de abastecimento de água, tendo este sido construído entre 343 a.C. e 225 d.C. na cidade de Roma, com o objectivo de satisfazer as necessidades das famílias mais abastadas. Contudo o único tipo de tratamento que este sistema apresentava, embora de uma forma acidental, era uma desinfecção por acção da luz solar, uma vez que a água era transportada em canais abertos (Hall e Dietrich, 2000; IDEM, 2003). Outras cidades como Veneza apresentavam sistemas de colectação de águas pluviais provenientes dos telhados e pátios, a qual era filtrada em filtros de areia e encaminhada para reservatórios para posterior utilização (IDEM, 2003).

Na Idade Média, os processos de tratamento de água não apresentaram progressos significativos, consequência da dissociação que houve entre a qualidade da água e os problemas de Saúde Pública (Hall e Dietrich, 2000).

No século XVII, o cientista e filósofo Francis Bacon publicou experiências detalhadas de purificação de água que incluíam métodos como a percolação, filtração, destilação e coagulação (Hall e Dietrich, 2000).

No entanto, apenas a partir do século XVIII surgiu de novo o interesse pelo tratamento de água, tendo sido desenvolvidos mecanismos de filtração através de carvão, areia, ou lã para a remoção de partículas, embora a turvação ainda não fosse quantificada. Estes mecanismos foram desenvolvidos principalmente na Inglaterra e França, para o tratamento de águas para abastecimento doméstico e para meios de transporte, devido ao risco de proliferação de agentes patogénicos e doenças epidémicas (Hall e Dietrich, 2000; IDEM, 2003).

A cidade de Paisley, na Escócia, é considerada como tendo sido a primeira cidade a dispor de tratamento de água, em 1804. O sistema de tratamento, construído por John Gibb para servir o seu coradouro e a cidade, era constituído por decantação e filtração. Três anos mais tarde o sistema já se tinha estendido a Glasgow (IDEM, 2003).

No ano de 1827, entrou em funcionamento a primeira instalação de tratamento de água por filtros lentos de areia em Greenock, e dois anos mais tarde em Londres. Verificou-se assim neste século uma crescente utilização da filtração lenta na Europa (Almeida, 2005).

Na segunda metade deste mesmo século verificou-se uma viragem na forma de abordagem da problemática do tratamento da água, tendo-se enfatizado a origem e os efeitos dos contaminantes presentes na água, especialmente os que não era visíveis a olho nu. Como exemplos destaca-se John Snow, em 1855, que provou que a epidemia de cólera em Londres no ano de 1849 tinha sido provocada pela contaminação da água de consumo por esgoto; Louis Pasteur que demonstrou a teoria dos germes, a qual explicava como os microrganismos podiam transmitir doenças através do meio hídrico (U.S.EPA, 2000); e Allen Hazen, em 1895, que provou que a eficiência da filtração na remoção de microrganismos (IDEM, 2003).

Relativamente aos Estados Unidos da América, o primeiro sistema de tratamento construído foi em 1832, para servir Richmond, na Virgínia. Contudo, este sistema, tal como outros construídos na mesma época noutras cidades norte americanas, não revelou resultados satisfatórios, uma vez que a tecnologia de filtros lentos não se adequava ao tipo de sedimentos presentes na água (IDEM, 2003).

Posteriormente na década de 80, foi construído o primeiro filtro rápido em Somerville, New Jersey (Almeida, 2005). Contudo, este tipo de filtração, por si só não garantia uma redução dos microrganismos, tendo sido na cidade de Jersey, New Jersey (1908), instalado o primeiro sistemas de desinfecção por cloro, sobre a forma de hipoclorito de cálcio sólido, com base nos resultados satisfatórios obtidos na Grã-Bretanha relativos à redução de mortes por febre tifóide (U.S.EPA, 2000; IDEM, 2003).

Nesta mesma época, na Europa, o desinfectante utilizado era o ozono, tendo sido a sua primeira aplicação efectuada em Nice, França. Contudo esta tecnologia foi considerada complexa e dispendiosa nos Estados Unidos da América, e só décadas mais tarde foi adoptada (U.S.EPA, 2000; IDEM, 2003).

Este novo processo unitário introduzido no tratamento da água no final do século XIX, início do século XX, prendeu-se com o aumento das preocupações relacionadas com a qualidade microbiológica da água, dado que a problemática da turvação deixou de se prender apenas com aspectos estéticos e passou a estar relacionado com o suporte para o desenvolvimento de organismos patogénicos, causadores de epidemias como a febre tifóide, cólera e desinterias (Almeida, 2005).

No ano de 1914, os Serviços de Saúde Pública dos Estados Unidos da América, introduziram as primeiras normas de qualidade de água para consumo humano. Estas normas apenas englobavam parâmetros bacteriológicos e tinham como objectivo garantir a qualidade da água relativamente aos microrganismos causadores de doenças contagiosas. Desta forma, foi imposto como limite 2 coliformes por 100 mL. Posteriormente, nos anos de 1925, 1946 e 1962 verificou-se um aumento significativo do número de parâmetros de controlo de qualidade da água (U.S.EPA, 2000; IDEM, 2003).

Na década de 60, os parâmetros estéticos, microbiológicos e químicos até então considerados pelo Serviço de Saúde Pública deixaram de ser suficientes para garantir a qualidade da água para consumo humano. Este facto deveu-se ao desenvolvimento industrial e agrícola, que introduziu novos compostos químicos, que tiveram um impacte negativo a nível ambiental e de Saúde Pública. E, embora nesta época já fossem utilizadas técnicas no tratamento da água como arejamento, floculação e adsorção em carvão activado, estas não eram suficientemente eficazes para garantir a remoção dos novos compostos que passaram a surgir nas origens de água, através de descargas não controladas, escorrências superficiais e percolação através dos solos (U.S.EPA, 2000).

Em 1969, o “Public Health Service” constatou que nos Estados Unidos da América, dos sistemas de tratamento inspeccionados, apenas 60% respeitavam os padrões impostos e que mais de 50% apresentavam deficiências relativas à desinfecção, decantação e na

pressão na aducção, sendo estes problemas mais acentuados em sistemas de dimensões inferiores a 500 habitantes (U.S.EPA, 2000).

Nos Estados Unidos da América, em 1974, surge o "Safe Drinking Water Act", com o objectivo de estabelecer normas de qualidade de água para consumo humano, e que está sob a responsabilidade de United States Environmental Protectio Agency (U.S.EPA) – Office of Ground Water and Drinking Water (U.S.EPA, 2000).

No ano seguinte são estabelecidos dezoito parâmetros de análise da água, de modo a criar um padrão de qualidade de água para consumo humano. Os parâmetros analisados eram seis compostos químicos orgânicos sintéticos, dez químicos inorgânicos, turvação e coliformes totais. O número de parâmetros a analisar tem vindo sucessivamente a ser alargado, uma vez que o número de parâmetros utilizados para apreciação de qualidade da água, assim como os seus valores limites, são função da evolução o conhecimento científico e tecnológico (U.S.EPA, 2000).

A partir da década de 80, na Europa passou a surgir outras preocupações nos sistemas de tratamento de água para consumo humano, que se prendem com a remoção de carbono orgânico total, contaminantes orgânicos sintéticos e com os efeitos na Saúde Pública dos subprodutos da desinfecção. Deste modo verificou-se uma evolução nas linhas de tratamento, tornando-se estas mais complexas e apresentando uma sequência de processos e operações unitárias, tais como pré-oxidação, coagulação, floculação, decantação, filtração, pós-oxidação, filtração em carvão activado e desinfecção escalonada, que passaram a ser aplicados consoante a origem da captação de água e a presença dos compostos acima referidos (Almeida, 2005).

Recentemente os processos e operações unitárias que constituem as linhas de tratamento têm progredido tecnicamente, quer em termos conceptuais quer em termos de exploração. A título de exemplo pode-se citar o caso dos filtros que apresentam avanços de funcionamento e controlo, bem como optimização dos sistemas de lavagem, com o objectivo de minimizar os gastos de água e garantir a qualidade da água tratada, e o caso dos decantadores que evoluíram, quer em termos de funcionamento do órgão, quer nas eficiências de separação, por adição de agentes floculantes (polielectrólito) e, ou núcleos de precipitação (Almeida, 2005).

Mais recentemente, e segundo o relatório apresentado pela EPA em 1995, estima-se que aproximadamente 64% dos sistemas de tratamento de água instalados (águas superficiais e subterrâneas), utilizam como agente desinfectante o cloro, sendo que a restante percentagem utiliza o ozono, cloraminas ou dióxido de cloro (U.S.EPA, 2000).

2 ENQUADRAMENTO LEGAL

Actualmente, na Europa tem havido empenho para melhorar a qualidade dos meios hídricos, observando-se alguns resultados satisfatórios, como é referido no AEA, 2000, que revela que a qualidade dos rios, sobretudo nos rios de maiores dimensões e maior importância da Europa Ocidental e Setentrional, têm apresentado melhorias significativas na sua qualidade nos últimos anos. Este facto demonstra o esforço efectuado na redução de poluição orgânica, na sequência da implementação de sistemas de intercepção de descargas não controladas e do respectivo tratamento, na última década (AEA, 2000).

A gestão dos recursos hídricos na Europa rege-se pelos princípios que se encontram especificados na Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000, Directiva Quadro da Água, que tem como objectivos primordiais a utilização sustentável da água, a eficiência na sua utilização, o melhoramento dos ambientes aquáticos e a mitigação dos efeitos das inundações e secas.

Nas Figuras 2.1 e 2.2 apresentam-se as diferentes origens de água e as principais utilizações, nos países Europeus (AEA, 2000).

Como se pode observar pela Figura 2.1, em Portugal o abastecimento recorrendo a captações superficiais é ligeiramente superior às de origem subterrânea. Relativamente à Figura 2.2, verifica-se que Portugal tal como os restantes países do Sul da Europa apresenta maiores consumos de água no sector agrícola, uma vez que parte da agricultura praticada nesta região necessita de irrigação (AEA, 2000), revelando-se este sector o que apresenta maior ineficiência no aproveitamento da água (AEA, 2005). Assim, e segundo os princípios de gestão de recursos hídricos europeus, em Portugal foi criado o Programa Nacional para o Uso Eficiente da Água (PNUEA), através da Resolução do Conselho de Ministros n.º 113/2005 que estabeleceu como metas a atingir em 2011 uma eficiência de utilização da água de 80% para o consumo urbano, 66% no consumo agrícola e 84% no consumo industrial (IA, 2005).

Outro dispositivo legal disponível em Portugal para a gestão dos recursos hídricos, é o Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais (PEAASAR II), que tem como objectivos, para o período de 2007 a 2013, servir 95% da população com o sistema público de abastecimento e 90% com o sistema público de drenagem e tratamento de águas residuais urbanas, com qualidade e tarifas adequadas (IA, 2005).

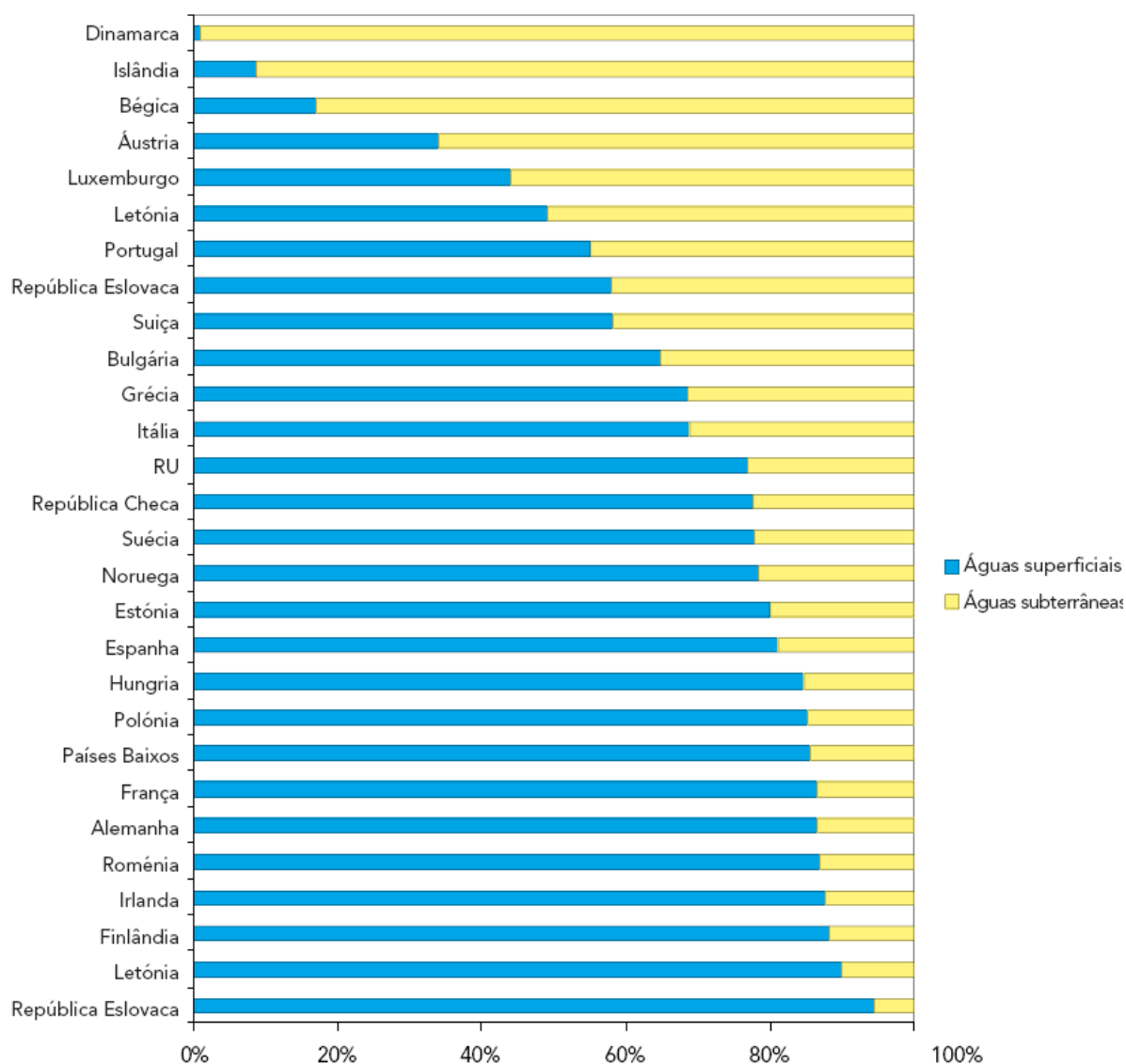



Figura 2.1 – Repartição média das captações superficiais e subterrâneas em relação ao total captado (AEA, 2000)

Deve-se destacar ainda o Decreto Regulamentar n.º2/88, de 10 de Janeiro, que classifica as albufeiras como protegidas, de acordo com as características do local em que se inserem e os usos primários a que se destinam, e o Decreto-Lei n.º 152/97, 19 de Junho, que classifica as albufeiras em zonas sensíveis, através do anexo II deste mesmo documento. Outros documentos legais a ter em consideração são os Decretos Regulamentares de aprovação dos Planos de Bacia Hidrográfica.

No entanto, o diploma legal que estabelece normas, critérios e objectivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos é o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, que surgiu da transposição do Directiva 80/778/CEE do Conselho, de 15 de Julho (IRAR, 2004; IA, 2005).

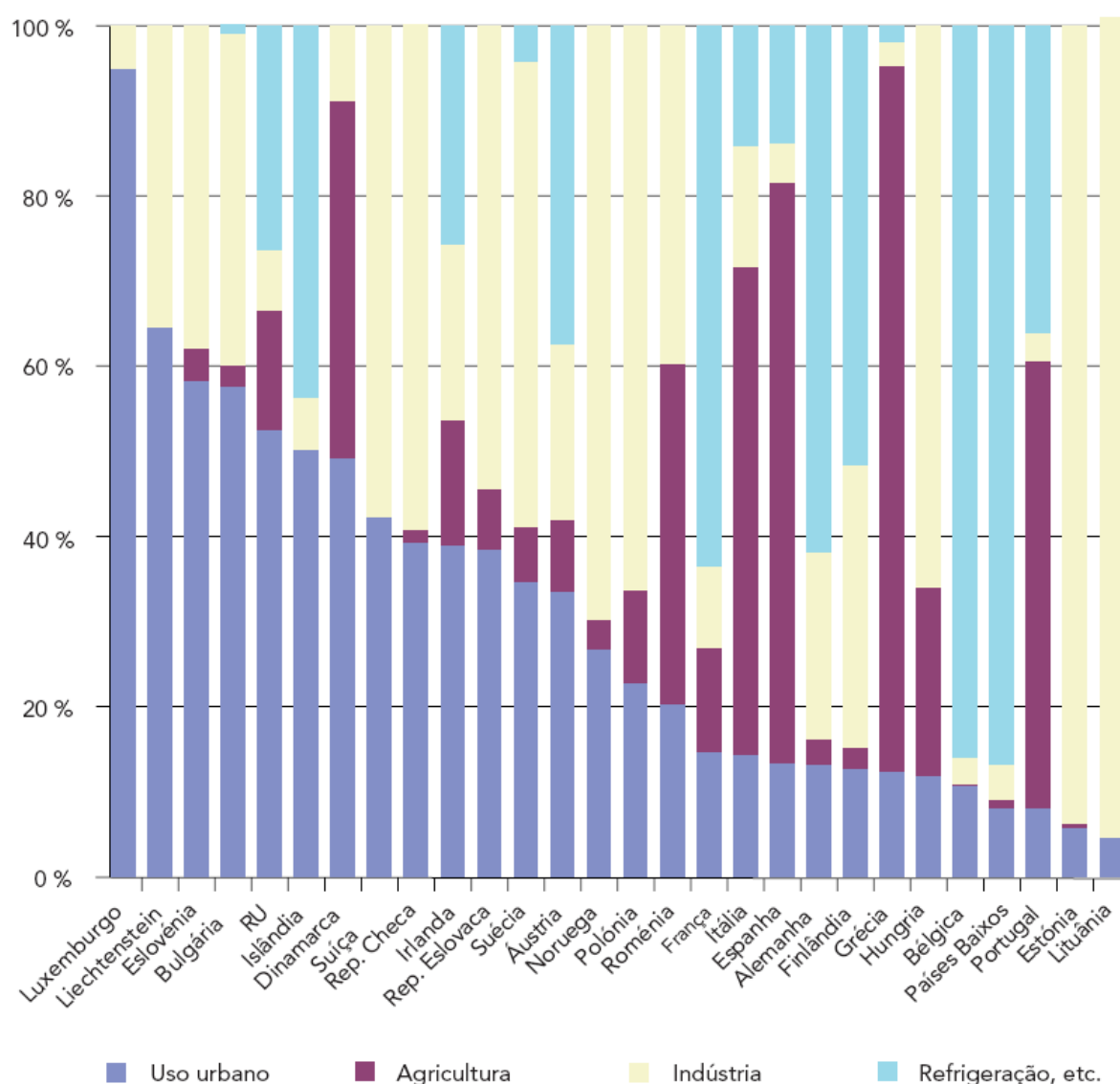



Figura 2.2 – Utilização sectorial dos recursos hídricos na Europa (AEA, 2000)

Assim, segundo a origem e uso pretendido para a água, o Decreto-Lei n.º 236/98, estabelece parâmetros de qualidade para a água, valores limite, exigências de amostragem e caracterização analítica (IRAR, 2004; IA, 2005).

Conforme o Anexo I do Decreto-Lei n.º 236/98, a qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano, classifica-se segundo os valores máximos recomendados e admissíveis (VMR e VMA) para as diferentes classes de águas superficiais, segundo o Anexo II do mesmo documento legal, sendo estas:

- classe A1 – Água que exige tratamento físico e desinfecção;
- classe A2 – Água que exige tratamento físico-químico e desinfecção;
- classe A3 – Água que exigem tratamento físico, químico, de afinação e desinfecção.

Este documento legal estabelece também, a frequência mínima de amostragem e análise de águas de superfície, bem como a classificação dos parâmetros de qualidade de água superficiais em grupos (G1, G2 e G3), consoante a frequência de amostragem e análise, tal como disposto nos Anexos IV e V.

O Decreto-Lei n.º 236/98 permite também a verificação da conformidade da qualidade da água para consumo humano através da análise dos VMR e VMA, de forma análoga ao que sucede na produção de água para consumo humano, para os parâmetros especificados no Anexo VI, que se agrupam em parâmetros organolépticos, físico-químicos, relativos a substâncias indesejáveis, relativos a substâncias tóxicas, microbiológicos e radiológicos. Os Anexos VII, VIII e IX estipulam respectivamente para a água para consumo humano, a classificação dos parâmetros de qualidade em grupos (G1, G2 e G3), segundo a frequência de amostragem e análise e as frequências mínimas de amostrem e análise para efeitos de controlo e vigilância sanitária em função da população servida.

Importa também referir que os métodos analíticos de referência a utilizar para efectuar as análises de qualidade estabelecidas neste documento, quer para a produção de água para consumo humano, quer para consumo humano, se encontram presentes no Anexo III.

O Decreto-Lei n.º 243/2001 de 5 de Setembro, rectificado pela declaração de rectificação 20-AT/2001, de 30 de Novembro, aprova as normas relativas à qualidade da água destinada ao consumo humano, transpondo para o direito interno a Directiva 98/83/CE, do Conselho, de 3 de Novembro de 1998 e revoga parcialmente o Decreto-Lei n.º 236/98. As principais alterações introduzidas por este documento legal foram a criação do conceito de valor paramétrico, em detrimento dos VMR e VMA, correspondendo estes valores paramétricos ao anteriormente legislado por VMA. Contudo para alguns parâmetros, os valores paramétricos apresentem ligeiras alterações relativamente aos VMA disposto no anterior Decreto-Lei.

No dia 1 de Janeiro de 2008, entrou em vigor o Decreto-Lei n.º 306/2007, de 27 de Agosto, que relativamente ao Decreto-Lei n.º 243/2001 vem modificar:

- a lista dos parâmetros a realizar;
- alguns valores paramétricos;
- a abordagem de uma forma mais racionalizada do controlo dos pesticidas;
- a criação de uma autoridade competente, o Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR), responsável pela coordenação da implementação deste diploma.

3 Processos e Operações Unitários Utilizados no Tratamento de Água para Abastecimento

O conjunto de procedimentos utilizados numa estação de tratamento de água (ETA) para a remoção de contaminantes específicos são denominados por processos e operações unitários, englobando os processos unitários todas as reacções químicas e biológicas, ao passo que as operações referem-se a forças físicas. Contudo, nas linhas de tratamento por vezes, esta distinção não seja completamente clara, uma vez que para a remoção de alguns contaminantes são utilizados processos e operações unitários em simultâneo, como é o caso da remoção de turvação, e por vezes no mesmo órgão se materializam duas operações, como é o caso dos clarificadores de manto de lamas (floculação/decantação) (Qasim, 2000).

3.1 Pré-Oxidação

Este processo tem como principal objectivo a oxidação de matéria orgânica, remoção de ferro e manganês e a inactivação de populações fitoplanctónicas e microbiológicas. Os agentes oxidantes mais utilizados são o ozono, o dióxido de cloro e cloro, utilizando-se, embora com menos frequência, as cloraminas, o permanganato de potássio e o peróxido de hidrogénio (Damez e Dernaucourt, 1979).

O ozono, dos agentes oxidantes mencionados, apresenta-se com o maior poder de oxidação, justificando-se a sua utilização no tratamento de águas sempre que o teor em matéria orgânica da água bruta o justifique e quando a presença de bromo é desprezável, dado que a presença deste composto conduz à formação de subprodutos halogenados (Damez e Dernaucourt, 1979). Assim a utilização de ozono no tratamento de águas justifica-se sempre que se pretenda (DeWaters e DiGiano, 1990):

- a oxidação de macropoluentes orgânicos, permitindo remoção de cor, aumento da biodegradabilidade de compostos orgânicos favorecendo a remoção por via biológica, controlo de subprodutos da desinfecção e redução da carência de cloro;
- a oxidação de micropoluentes orgânicos como compostos fenólicos, alguns pesticidas e compostos responsáveis por odor e paladar desagradáveis;
- a oxidação de poluentes inorgânicos como o ferro, manganês e sulfuretos, em particular os que se encontram complexados;
- a formação de flocos de maiores dimensões no processo de coagulação, para promover uma melhor decantabilidade.

As doses usadas deste agente oxidante devem-se compreender entre os 1 e 6 $mg.L^{-1}$, dependendo esta da fonte de alimentação utilizada (ar ou oxigénio) e do tipo de geradores de ozono (baixa ou média frequência) (Kawamura, 2000). Relativamente ao tempo de contacto (t_c) necessário para a oxidação de compostos orgânicos e inorgânicos, através deste agente oxidante, devem-se encontrar entre os 2 e 10 min (White, 1992; EPA, 1999b).

A utilização do ozono em detrimento do cloro apresenta também a vantagem de não haver formação de subprodutos halogenados, para além de apresentar uma maior eficiência na inactivação e destruição de microrganismos patogénicos, devido ao seu elevado poder oxidante (Damez e Dernaucourt, 1979).

As principais vantagens e desvantagens da aplicação de ozono listam-se no Quadro 3.1.

Quadro 3.1 – Vantagens e desvantagens da aplicação de ozono no tratamento de águas (Masschelein, 1992; Kawamura, 2000)

Vantagens	**Desvantagens**
• maior eficácia na inactivação de vírus, *Crytosporiium* e *Giardia*; • oxida ferro, manganês e sulforetos; • curto tempo de contacto; • após a sua decomposição o único residual é o oxigénio; • controlo de cor, sabor e cheiro; • permite melhorias no processo de coagulação e de remoção de turvação; • na ausência de bromo, não forma compostos halogenados; • a actividade germicida não é influenciada pelo pH.	• formação de bromato, subprodutos brominados, aldeidos e cetonas; • gás pouco solúvel; • gás tóxico e corrosivo; • custo do sistema elevado; • desaparece rapidamente a pH elevado e temperaturas médias; • a geração de ozono requer elevados gastos energéticos; • necessidade de actividade biológica nos filtros para remoção de compostos orgânicos assimiláveis e subprodutos biodegradáveis.

Relativamente à utilização de dióxido de cloro no processo de pré-oxidação, verifica-se que este deverá ser aplicado quando se pretende a remoção de turvação, o controlo do crescimento de bactérias e algas ao longo da linha de tratamento e a oxidação das partículas coloidais, para promover uma melhor coagulação (Almeida, 2005).

As doses usadas deste agente oxidante devem-se compreender entre 0,5 e 2 $mg.L^{-1}$ com um tempo de contacto entre 15 e 30 min, consoante as características da água, dado que a aplicação deste agente oxidante origina subprodutos como o ião clorito e o clorato, que em conjunto com o dióxido de cloro a sua concentração não deve exceder 1 $mg.L^{-1}$ como Cl_2 (U.S.EPA, 1983)

O dióxido de cloro comparativamente ao ozono apresenta vantagens na medida em que é mais económico e não oxida o ião brometo a bromato. Enquanto que comparativamente ao cloro, o dióxido de cloro, tal como o ozono, não origina subprodutos orgânicos halogenados (U.S.EPA, 1983; Almeida, 2005).

No Quadro 3.2 apresentam-se as principais vantagens e desvantagens da aplicação de dióxido de cloro.

Quadro 3.2 – Vantagens e desvantagens da aplicação de dióxido de cloro no tratamento de águas (Masschelein, 1992; Mano, 2005a)

Vantagens	**Desvantagens**
• mais eficaz que o cloro e cloraminas na inactivação e/ou destruição de *Cryptosporidium*, *Giardia* e vírus; • pode melhorar os processos de clarificação; • oxida ferro, manganês e sulfuretos; • fácil de produzir; • controlo de sabor e cheiros resultantes das algas e decaimento de vegetação e compostos fenólicos; • a actividade germicida não é influenciada pelo pH; • quando produzido sem excesso de cloro não forma subprodutos.	• origina os subprodutos clorito e clorato; • custo associado às determinações laboratoriais de clorito e clorato; • custos superiores à opção do cloro; • decompõe-se com a luz; • para concentrações elevadas pode produzir odores desagradáveis; • custo do clorito de sódio; • a eficiência do gerador e a dificuldade de optimização pode originar excesso de reagente, cloro, no ponto de aplicação, o qual pode potenciar a formação de subprodutos halogenados; • o gás dióxido de cloro é explosivo, tendo de ser gerado no próprio local.

No que respeita à utilização de cloro no processo de pré-oxidação, esta tem-se tornado mais restrita, dado que o cloro em presença de matéria orgânica e compostos fenólicos reage e origina a formação de compostos organoclorados, ácidos haloacéticos e clorofenóis. (Almeida *et al*., 1998, Kim *et al*., 2002).

Por outro lado, segundo Sukenik *et al.*, 1987, tanto o ozono como o dióxido de cloro apresentam vantagens em relação ao cloro como pré-oxidante, no tratamento de águas com organismos fitoplanctónicos, dado que permitem uma redução na dosagem de sulfato de alumínio (Sukenik *et al*., 1987). Contudo, segundo Jekel, 1998, estes resultados, embora positivos, não são completamente esclarecedores à escala real, dada a complexidade dos mecanismos de interacção dos agentes oxidantes com a enorme diversidade de algas (Jekel, 1998).

As vantagens e desvantagens da aplicação de cloro encontram-se resumidas no Quadro 3.3.

Quadro 3.3 – Vantagens e desvantagens da aplicação de cloro no tratamento de águas (Masschelein, 1992; Mano, 2005a)

Vantagens	Desvantagens
• germicida eficaz; • aumenta a remoção de cor, cheiro e sabor, podendo também melhorar a remoção de partículas na coagulação e filtração; • oxida ferro solúvel, manganês e sulfuretos; • método mais conhecido e amplamente utilizado; • método de fácil aplicação, determinação e controlo.	• composto perigoso e corrosivo; • forma subprodutos halogenados e clorofenóis; • é pouco eficaz a pH elevado; • pode gerar a degradação na coagulação/floculação das substâncias orgânicas dissolvidas; • forma subprodutos oxigenados que são biodegradáveis e podem originar crescimento biológico se o residual não for mantido.

3.2 COAGULAÇÃO

Este processo unitário tem por objectivo a destabilização de suspensões coloidais, uma vez que as partículas coloidais, como as argilas, óxidos metálicos, moléculas de proteínas e microrganismos, apresentam à sua superfície carga eléctrica negativa, que as impede de se agregarem, prevalecendo forças repulsivas, causadas pela interacção entre as duplas camadas superficiais das partículas (Bratby, 1980; Letterman *et al.*, 1999).

Desta forma, a coagulação é o processo onde se pretende anular essas forças repulsivas entre as partículas, para que seja possível a sua agregação e para posterior separação das fases em operações subsequentes. Assim, a destabilização das partículas pode ser assegurada por (Letterman *et al.*, 1999):

- compressão da dupla camada;
- adsorção com neutralização de carga;
- adsorção com formação de pontes interpartículas.

A coagulação no tratamento de águas é efectuada através da adição de um agente coagulante, como sulfato de alumínio, hidróxido de alumínio, cloreto de polialumínio, cloreto de ferro, sulfato de ferro e hidróxido de cálcio, sendo contudo o sulfato de alumínio o mais utilizado.

O sulfato de alumínio, como agente coagulante, actua através da adsorção de espécies solúveis hidrolisadas e de polímeros orgânicos sintéticos nas partículas coloidais, destabilizando-os ou através do arrastamento por precipitação, em que as partículas coloidais são arrastadas e envolvidas pelo hidróxido de alumínio (Almeida, 2005).

Contudo, a adição de sulfato de alumínio promove a redução da alcalinidade da água, dado que 1 $mg.L^{-1}$ de sulfato de alumínio reduz 0,5 $mg.L^{-1}$ $CaCO_3$ da água (O'Connell, 1978). Uma vez que se deve garantir o valor mínimo de 40 $mg.L^{-1}$ $CaCO_3$, para não prejudicar os processos e operações seguintes, bem como os órgãos e equipamentos (Merrill, 1978), procede-se à adição de hidróxido de cálcio (cal hidratada) em simultaneamente com o sulfato de alumínio, para que haja uma correcção do pH da água.

O processo de coagulação tem por base a operação unitária de mistura rápida, de forma a garantir uma dispersão rápida e uniforme do agente coagulante. Esta dispersão pode ser realizada recorrendo a equipamento hidráulico ou mecânico, sendo os parâmetros utilizados na avaliação de funcionamento o gradiente de velocidade (G) e o tempo de mistura (t_m).

Relativamente à mistura rápida hidráulica o gradiente de velocidade deve ser igual ou superior a 900 s^{-1} ($G \geq 900\ s^{-1}$) e o tempo de mistura máximo de 2 s ($t_m \leq 2$ s), ao passo que na mecânica o gradiente de velocidade deve ser igual ou superior a 700 s^{-1} ($G \geq 700\ s^{-1}$) e o tempo de mistura não deve exceder os 2 min ($t_m \leq 2$ min) (Almeida, 2005).

3.3 FLOCULAÇÃO

Este processo unitário tem com objectivo garantir a aglomeração das partículas destabilizadas no processo de coagulação, para que se possa induzir a formação do floco. Desta forma é necessário assegurar as condições de mistura e homogeneidade do agente floculante (polielectrólito), por forma a favorecer o contacto entre as partículas e a formação do floco. Contudo esta agitação não pode ser muito elevada porque a introdução de energia excessiva provoca o colapso/ruptura do floco e este perde as suas propriedades de decantabilidade.

O processo de floculação encontra-se associado à operação de mistura lenta, que à semelhança da operação de mistura rápida, também se pode efectuar de forma hidráulica ou mecânica, sendo os parâmetros utilizados para a avaliação de funcionamento o gradiente de velocidade, tempo de mistura e velocidade de escoamento (v_e), embora este último parâmetro apenas seja aplicável no caso de câmaras de mistura lenta hidráulica (câmara de chicanas).

Desta forma, a operação de mistura lenta efectuada de foram hidráulica deve apresentar gradientes de velocidades compreendidos entre os 10 e 100 s^{-1} ($10 \leq G \leq 100\ s^{-1}$), tempos de mistura iguais ou superiores a 15 min ($t_m \geq 15$ min), e caso a mistura se efectue em câmaras com chicanas a velocidade de escoamento deve estar compreendida entre os 0,15 e 0,7 $m.s^{-1}$ ($0{,}15 \leq v_e \leq 0{,}7$), e ser decrescente.

No que respeita à mistura lenta mecânica, o tempo de mistura deve ser igual ou superior a 15 min ($t_m \geq 15$ min), e o gradiente de velocidade compreendido entre 10 e 100 s^{-1} ($10 \leq G \leq 100\ s^{-1}$), caso órgão seja compartimentado, ou inferior a 70 s^{-1} ($G \leq 70\ s^{-1}$), se a operação se efectuar num órgão sem compartimentos (Almeida, 2005).

3.4 DECANTAÇÃO

A operação unitária decantação, apresenta como principal objectivo a separação entre a fase líquida e a fase sólida, efectuando-se esta através da sedimentação das partículas sólidas em suspensão por acção da gravidade.

Segundo o tipo de partículas a decantação pode ser classificada em (Metcalf e Eddy, 2003):

- discreta, que consiste numa decantação sem que haja interacção entre as partículas, conservando estas todas as suas propriedades durante todo o seu percurso e observando-se uma velocidade uniforme de sedimentação. Exemplo disso é a desarenação;
- floculenta, quando se verifica alteração das propriedade das partículas, observando-se coalescência das mesmas e um aumento gradual da velocidade de sedimentação devido ao aumento de massa do floco. Exemplo disso são os decantadores convencionais;
- retardada, quando se verifica uma diminuição gradual da velocidade de decantação das partículas em suspensão, devido ao aumento de concentração de partículas e à perturbação que o movimento de uma partícula provoca na vizinha, retardando o seu movimento. Desta forma forma-se um agregado denso de partículas que decantam como um todo, constatando-se assim interface entre a água clarificada e os flocos. Exemplo deste tipo de decantação são os clarificadores por manto de lamas;
- compressão, quando a concentração das partículas é de tal modo elevada que a decantação se efectua por densificação apenas pelo peso das partículas que estão acima e das que vão sendo adicionadas a estas, promovendo a coalescência entre as partículas. Exemplo deste tipo de decantação são os espessadores de lamas.

O parâmetro fundamental de avaliação de funcionamento desta operação é a carga hidráulica (Ch). A carga hidráulica traduz-se numa velocidade que é obtida através da relação entre o caudal afluente ao decantador e a área de decantação disponível, de forma a assegurar que os flocos com velocidade superior à carga hidráulica sejam retidos. Desta forma, verifica-se que a operação de decantação, teoricamente, não depende da altura do decantador (Metcalf e Eddy, 2003).

Deve-se salientar contudo, que a área de decantação nem sempre corresponde à área superficial efectiva do órgão, verificando-se este facto apenas nos decantadores convencionais. Por outro lado, em soluções de decantação compactas ou reabilitação de decantadores é usual serem adicionados módulos lamelares para aumentar a área de decantação, passando a área de decantação a corresponder à área relativa ao sistema de módulos de tubos ou placas no decantador (lamelas), passando esta decantação a ser designada por decantação acelerada (Almeida, 2005; Metcalf e Eddy, 2003).

Verifica-se assim que a eficiência destes órgãos se traduz pela quantidade de partículas removidas, sendo portanto função da carga hidráulica.

Desta forma, verifica-se que a carga hidráulica de funcionamento de decantadores convencionais deve ser inferior a 2 $m^3.m^{-2}.h^{-1}$ ($Ch \leq 2\ m^3.m^{-2}.h^{-1}$), enquanto que para decantadores por manto de lamas e, ou lamelares este parâmetro não deve exceder os 6 $m^3.m^{-2}.h^{-1}$ ($Ch \leq 6\ m^3.m^{-2}.h^{-1}$), tendo como referencia a área superficial do órgão em analise (Almeida, 2005).

3.5 FILTRAÇÃO

A filtração é a operação unitária que tem como objectivo a remoção de partículas em suspensão através da percolação da água por um meio filtrante poroso, podendo este ser constituído apenas por uma camada ou várias justapostas. Os materiais mais usualmente aplicados neste meio filtrante são a areia, antracite, carvão activado granulado, brita calcária e diatomáceas. Esta operação pode ser aplicada após a decantação, a seguir aos processos de coagulação/foculação, designando-se por filtração directa ou aplicada depois do processo de coagulação, denominando-se filtração assistida ou em linha (Almeida, 2005).

Os filtros podem ser classificados em lentos ou rápidos, consoante a respectiva taxa de filtração (t_f) se apresente entre 0,10 e 0,54 $m^3.m^{-2}.h^{-1}$ ($0,10 \leq t_f \leq 0,54\ m^3.m^{-2}.h^{-1}$) ou 5 e 12 $m^3.m^{-2}.h^{-1}$ ($5 \leq t_f \leq 12\ m^3.m^{-2}.h^{-1}$) (Huisman, 1977). Constata-se porém que os filtros lentos produzem água com uma qualidade microbiológica superior à dos filtros rápidos, no entanto

requerem maiores áreas de implantação e apresentam limitações relativas aos valores de sólidos em suspensão terem de ser inferiores a 10 $mg.L^{-1}$ (Huisman, 1977).

O tipo de leito filtrante e as características granulométricas do seu material são essenciais para assegurar a qualidade da água filtrada, sendo descritas através do diâmetro efectivo (d_{10}) que corresponde à dimensão da malha do peneiro que permite a passagem de 10% da massa total da amostra, e o coeficiente de uniformidade (Cu), que é definido como a relação entre a dimensão da malha do peneiro que permite a passagem de 60% da massa total (d_{60}) e a dimensão da malha do peneiro que permite a passagem de 10% da massa total de amostra (d_{10}). Desta forma verifica-se que quanto maior for o coeficiente de uniformidade maior a heterogeneidade de granulometria presente na amostra e maior a possibilidade de se verificar processos de estratificação nos filtros rápidos (Almeida, 2005).

Por este facto, verifica-se que em meios filtrantes mistos (areia e antracite), segundo Kawamura, 2000, a relação entre a granulometria da antracite e a areia ($d_{10(antracite)}/d_{10(areia)}$), deve ser de 2,0 para que seja garantido a fluidização do meio e se mantenha o interface bem definido entre estes dois materiais (Kawamura, 2000).

A utilização de meios filtrantes mistos de dupla camada, constituídos por areia e antracite, podem também ser encarados como uma solução de reabilitação de filtros de monocamada, pois permitem o funcionamento a taxas de filtração mais elevadas, embora com a aplicação desta solução se deva avaliar todos os sistemas inerentes ao novo regime de funcionamento desta operação (Almeida, 2005).

Durante o ciclo de filtração, os filtros vão ficando colmatados, fenómeno que se materializa no aumento da perda de carga. Assim torna-se necessário assegurar que esse aumento não supere a pressão hidrostática, por forma a evitar zonas de depressão responsáveis por alterações de condições normais de filtração, conduzindo à deterioração da qualidade da água filtrada.

Quando os filtros atingem o seu estado de colmatação máxima entram em ciclo de lavagem. Este ciclo inicia-se com o isolamento do filtro, através de jogos de válvulas ou de comportas, a lavagem é efectuada em contra corrente com o aumento gradual da velocidade, de forma a se poder dar a expansão do leito e se proceder à descolmatação deste. A lavagem dos filtros pode ser efectuada apenas por água, ou através de ar e água, em que no caso concreto da lavagem com ar e água, observa-se que o ar desempenha o papel de fluidização do leito, antes de se desenvolver a operação de expansão, em tudo semelhante à já descrita. Segundo AWWA/ASCE, 1998, a expansão do leito durante a operação de lavagem dos filtros pode variar entre 20 e 50 % (AWWA/ASCE, 1998).

3.6 PÓS-OZONIZAÇÃO

A pós-ozonização apresenta-se como uma complementaridade ao processo de pré-ozonização, dado que o primeiro processo de oxidação de uma linha de tratamento pode não oxidar totalmente os compostos orgânicos, ou seja, estes podem ser oxidados parcialmente aumentando a sua biodegradabilidade embora se mantenha o teor de carbono orgânico total basicamente inalterado (Goel *et al*., 1995; Takeuchi *et al*., 1997; Camel e Bermond, 1998).

No processo de pós-ozonização, o parâmetro de avaliação de funcionamento do sistema é o tempo de contacto, devendo este ser superior a 5 min ($t_c \geq 5$ min) (Almeida, 2005), embora segundo Nishijima *et at*., 2003, o tempo de contacto não deverá exceder os 5 min, dado que o aumento do tempo de contacto não favorece a remoção do carbono orgânico dissolvido (Nishijima *et al.*, 2003).

3.7 ADSORÇÃO

O objectivo deste processo nos sistemas de tratamento de água é a adsorção de compostos orgânicos, solúveis e, ou voláteis, bem como compostos responsáveis pela presença de sabor e odores desagradáveis. A adsorção pode ser introduzida através da adição de carvão activado em pó (CAP), ou então pela filtração em filtros de carvão activado granular (CAG).

Segundo Falconer *et al.*, 1989 e Himberg *et al.*, 1989, a aplicação de carvão activado em pó ou granular em sistemas de tratamento de água convencionais, além de promover a remoção de compostos biodegradáveis, também permite a eliminação de toxinas (Falconer *et al.*, 1989 e Himberg *et al.*, 1989).

Relativamente à adição de carvão activado pó, esta pode ser efectuada na operação de mistura rápida ou directamente na operação de filtração, de modo a que os compostos sejam removidos através das operações de decantação ou filtração, embora neste último caso a dosagem deste reagente não deva exceder os 10 $mg.L^{-1}$, (Stevenson, 1999).

A adição de carvão activado em pó na operação de mistura rápida, verifica-se também ser uma boa solução para a reabilitação de sistemas de tratamento em que surjam situações sazonais de problemas com pesticidas e, ou eutrofização, pois o CAP promove a adsorção destes poluentes (Richard *et al.*, 1987).

Por outro lado, em situações onde se verifique que a qualidade da origem da água obrigue o sistema de tratamento a uma etapa de adsorção, a solução mais comummente aplicada é a

de filtração em CAG, podendo esta facultar a remoção directa de subprodutos resultantes da desinfecção ou indirecta de compostos precursores de subprodutos da desinfecção (HRD, 2001).

No que respeita à operação de filtração em carvão activado granular, dado que o CAG além de apresentar capacidade de adsorção, também se apresenta como um bom suporte para o desenvolvimento biológico, promovendo assim uma redução significativa do valor de carbono orgânico total (Almeida, 2005).

Esta operação, normalmente, sucede-se a pós-ozonização, pois a não aplicação de uma filtração em CAG depois da pós-ozonização poderia promover a degradação da qualidade da água ao logo da rede de distribuição pública quer pela proliferação de microrganismos, quer pela formação de subprodutos da desinfecção, devido à não remoção dos compostos biodegradáveis gerados no processo de pós-ozonização (Almeida, 2005).

No entanto, no caso de filtros de CAG, se os mecanismos de remoção forem unicamente a adsorção os tempos de contacto deve ser superiores a 30 min ($t_c \geq 30$ min), para a remoção de toxinas nas concentrações associadas às florações de cianobactérias, enquanto se os filtros de CAG forem também biologicamente activados os tempos de contacto diminuem consideravelmente (Hart *et al.*, 1998).

3.8 DESINFECÇÃO

Este processo de tratamento de águas tem como principal objectivo a inactivação e, ou destruição de microrganismos patogénicos, por razões de Saúde Pública, embora não garanta a destruição de formas esporuladas resistentes. Desta forma, os processos de desinfecção devem garantir uma eficiência de inactivação e, ou destruição de cistos de *Giardia lamblia* e, ou vírus de no mínimo de 99,9% nas águas tratadas (U.S.EPA, 1999a).

A escolha do tipo de agente desinfectante revela-se um factor crítico, dado que este agente deve garantir a qualidade bacteriológica da água e a não formação de subprodutos da desinfecção prejudiciais à Saúde Pública. Assim, a escolha do agente desinfectante deve considerar o tipo de microrganismos, a qualidade da água pretendida e o efeito do agente desinfectante, para além dos factores operacionais como o doseamento e tempo de contacto do agente desinfectante.

Desta forma, os critérios para a escolha do agente desinfectante, segundo White, 1992 e Mano, 2005a, devem-se reger pelos seguintes critérios (White, 1992; Mano, 2005a):

- não ser tóxico para o homem, ou outros animais;
- assegurar a inactivação e, ou destruição de 99,9% de cistos de *Giardia lambia* e 99,99% de vírus;
- ser solúvel em água;
- ser tóxico para os microrganismos, a baixas concentrações;
- ter fácil manipulação e reduzido perigo na sua dosagem;
- ser eficaz na gama de temperaturas normais de água de consumo, ou seja entre os 0 e 25ºC;
- minimizar a formação de subprodutos indesejáveis;
- existir em grandes quantidades e ser economicamente viável;
- ser estável, e garantir residual durante um período de tempo alargado;
- ser fácil de determinar a sua concentração, permitindo a correspondente monitorização;
- eliminar odores indesejáveis;
- não danificar tecidos, metais e materiais utilizados nas condutas de aducção.

Segundo White, 1992, o agente desinfectante com maior poder de desinfecção é o ozono, seguido do dióxido de cloro e cloro, embora a eficiência de um agente desinfectante no tratamento de águas não dependa apenas da sua potência de desinfecção, tendo-se de considerar outros factores como a concentração, número e tipo de microrganismos a inactivar, temperatura, pH, tempo de contacto e quantidade de matéria orgânica presente.

Outro factor importante a considerar a selecção do agente desinfectante no tratamento de água para abastecimento público, é a formação de residual, de modo a que se garanta a desinfecção da água ao logo das condutas de abastecimento.

Constata-se deste modo que o agente desinfectante mais amplamente utilizado é o cloro, seguido pelo dióxido de cloro embora neste processo possam ser utilizados outros agentes desinfectantes como ozono, cloraminas e radiação ultravioleta.

Relativamente a estes últimos agentes desinfectantes mencionados, realça-se que o ozono e radiação ultravioleta não se apresentam como alternativas viáveis para sistemas de abastecimento público, dado que estes desinfectantes não deixam residual, o que impossibilita a desinfecção da água ao longo das condutas de abastecimento público, devendo nestas situações ser associado a este tipo de desinfecção um outro agente desinfectante, para garantir a qualidade microbiológica da água ao longo de todo sistema de distribuição (Almeida, 2005).

Por outro lado, as cloraminas asseguram residuais estáveis, verificando-se este facto pela baixa produção de subprodutos halogenados, ao contrário do que ocorre pela desinfecção por cloro precedida de pré-ozonização, embora a aplicação deste desinfectante dependa directamente da natureza dos compostos orgânicos presentes na água que se pretende tratar (U.S.EPA, 1999b).

No que respeita ao cloro, este foi o primeiro desinfectante utilizado no tratamento de água para abastecimento público, no início do século XX, sendo ainda amplamente utilizado por apresentar um elevado poder germicida, deixar residual e ser económico.

A aplicação deste agente desinfectante pode-se efectuar através de cloro gasoso (água clorada), hipoclorito de cálcio ou hipoclorito de sódio, sendo que a dosagem aplicada para desinfecção final dependa do composto de cloro utilizado nos sistemas de tratamento. Deste modo, a dosagem usualmente aplicada para o cloro gasoso compreende-se entre 1 e 16 $mg.L^{-1}$, para hipoclorito de cálcio entre 0,5 e 5 $mg.L^{-1}$ e para o hipoclorito de sódio entre 0,2 e 2 $mg.L^{-1}$ (Almeida, 2005).

O dióxido de cloro tem vindo a ser cada vez mais utilizado no tratamento de águas, porque ao contrário do cloro, este não promove a formação de subprodutos halogenados (Aieta e Berg, 1986). Contudo o dióxido de cloro favorece a formação de subprodutos o ião clorito (ClO_2^-) e clorato (ClO_3^-), não devendo a concentração destes subprodutos conjuntamente com o dióxido de cloro ultrapassar 1 $mg.L^{-1}$ como Cl_2 (Dietrich *et al.*, 1992).

A dosagem de dióxido de cloro, na desinfecção final de águas para abastecimento público deverá encontrar-se entre 0,2 e 0,4 $mg.L^{-1}$, de forma a garantir os objectivos deste processo e por outro lado porque a concentrações superiores a 0,5 $mg.L^{-1}$ a água tratada pode apresentar paladar e odores desagradáveis. É de salientar que o residual deste agente desinfectante, conserva as suas propriedades bactericidas durante um período de aproximadamente 48 h, sendo este período superior ao revelado pelo cloro (AWWA, 1999).

3.9 Processos de Separação por Membranas

Os processos de separação por membranas emergiram no início dos anos 60 através do desenvolvimento das membranas assimétricas, dado que até então as membranas utilizadas, essencialmente na indústria, apresentavam elevada espessura, fluxo e selectividade baixa e elevados custos (Berg e Smolders, 1988).

Nos anos 70 verificou-se um impulsionamento destes processos devido à crescente procura de água e ao aumento da escassez deste recurso, tendo-se explorado a possibilidade da aplicação destas tecnologias a recursos de água alternativos. A aplicação prática, em

tratamento de água, em que a tecnologia de separação por membranas apresentou inicialmente resultados satisfatórios foi a desalinização, tornando-se uma alternativa fiável aos tratamentos convencionais (Amjad, 1993; Afonso *et al.*, 2004).

Actualmente, com as crescentes exigências e restrições impostas para o tratamento de água para consumo humano e com a degradação da qualidade das massas de água, a aplicação de tecnologias de separação por membranas surge como uma solução viável para satisfazer as carências deste recurso (Amjad, 1993; Mano, 2005b).

De uma forma genérica define-se uma membrana como uma barreira que permite a separação de duas fases e restringe total ou parcialmente o transporte de uma ou várias espécies químicas presente na fase de alimentação. Assim denomina-se por solvente a composição do material que passa através da membrana e o remanescente designa-se por soluto. A maioria dos processos de separação por membranas efectua-se pela diferença de pressão entre o fluxo de alimentação e o de solvente que gera uma força motriz que permite a separação entre as duas fases (Habert *et al.*, 1997; Mano, 2005b).

Na separação por membranas destacam-se essencialmente dois padrões de fluxo, dependendo do tamanho das partículas a serem retidas, sendo estes (Carlson, 2006):

- fluxo perpendicular, que se aplica para a separação de partículas de maiores dimensões. Neste fluxo a separação é normal, sendo o fluxo perpendicular à superfície do filtro e observando-se que todo o fluxo de solventes atravessa o meio filtrante ficando retido o soluto. O soluto retido à superfície do filtro gera obstrução à passagem do fluxo de solvente, e quando este atinge níveis mínimos o processo é interrompido para remoção dos sólidos retidos. Deste modo, os filtros de membranas que apresentam este tipo de fluxo têm um funcionamento em descontínuo;
- fluxo tangencial, utilizado para a separação de partículas de menores dimensões ou moléculas. Neste caso o fluxo de alimentação flui paralelamente à superfície da membrana enquanto o solvente é transportado transversalmente. No tipo de fluxo expresso, o processo ocorre em contínuo, não sendo necessárias interrupções para operações de limpeza, dado que o soluto retido pelas membranas é continuamente arrastado pela velocidade do fluxo do mesmo que ocorre paralelamente à superfície da membrana. Contudo, no fluxo tangencial verifica-se que nem todo o fluido de solvente atravessa a membrana, sendo necessário neste processo efectuar-se recirculação do caudal para obtenção de melhores eficiências.

Além dos padrões de fluxos, outra característica importante para a filtração por membranas é a capacidade selectiva associada a cada tipo de processo. Esta capacidade em relação a uma dada espécie pode-se definir para processos cuja força motriz é o gradiente de pressão através do coeficiente de rejeição, definido pela relação entre a concentração da espécie no fluxo de alimentação e a sua concentração no soluto (Habert *et al.*, 1997). Outra forma de calcular esta capacidade é através do índice real de retenção, sendo este calculado como um menos a divisão entre a concentração do fluxo de soluto e a concentração do fluxo de solvente (Carlson, 2006).

Deste modo a metodologia de separação por membranas apresenta vantagens comparativamente aos tratamentos convencionais (Nakatsuka *et al.,* 1996; Barba *et al.*, 1997; Doyen, 1997; Dharmappa e Hagare, 1999):

- sistemas compactos e modulares que permitem fáceis adaptações a variações de caudal e qualidade;
- operações e manutenção simples;
- elevada qualidade do efluente tratado, nomeadamente no que se refere a microrganismos resistentes a tratamentos convencionais de cloragem e ozonização, como *Giardia* e *Cryptosporidium*.
- menor aplicação de químicos no tratamento como coagulantes e floculantes;
- Menor produção de lamas.

A classificação dos processos de separação por filtração em membranas é efectuada essencialmente através da dimensão das partículas ou moléculas separadas, podendo-se observar alguns desses processos no Quadro 3.4.

Quadro 3.4 – Características de processo de filtração por membranas (Duranceau, 2001)

Processos de filtração por membranas	Força motriz (bar)	Dimensão mínima das partículas removidas	Aplicação (tipo e eficiência média de remoção %)
Microfiltração (MF)	0,3 – 5	0,1 – 3 µm	• partículas, remoção de turvação (> 99%); • bactérias, remoção de protozoários (> 99,99%).
Ultrafiltração (UF)	0,3 – 5	0,01 – 0,1 µm	• partículas, remoção de turvação (> 99%); • bactérias, remoção de protozoários (> 99,999%); • remoção parcial de vírus; • remoção de carbono orgânico total (< 20%).
Nanofiltração (NF)	5 – 10	0,001 – 0,01 µm	• partículas, remoção de turvação (> 99%); • remoção de cor (> 98%); • remoção de carbono orgânico total (> 95%); • remoção de dureza (> 90%); • pesticidas, remoção de compostos orgânicos sintéticos, superiores a 500 Da (0 – 100%); • remoção de sulfato (> 97%); • remoção de vírus (> 95%).
Osmose Inversa (OI)	10 – 50	< 0,001 µm	• remoção de salinidade (> 99%); • remoção de cor e carbono orgânico total (> 97%); • remoção de nitratos (85 – 95%); • pesticidas, remoção de compostos orgânicos sintéticos (0 – 100%); • remoção de vírus (> 95%).

4 OBJECTIVOS

A presente dissertação teve como principais objectivos:

- a verificação da conformidade legal da qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano e da água para consumo humano, nas albufeiras e respectivas ETA's;
- apreciação de possíveis relações dos parâmetros entre diferentes profundidades, observadas nas massas de água em estudo e entre os diferentes parâmetros analisados;
- observação da degradação e tendência evolutiva dos parâmetros analíticos examinados das massas de água estudadas;
- análise das limitações dos sistemas de tratamento convencionais e respectivas limitações dos sistemas de tratamento instalados;
- avaliação de soluções técnico-económicas, através de reabilitação do tratamento convencional, aplicação de tratamentos considerados não convencionais ou intervenção nas fontes de poluição pontual presentes nas bacias hidrográficas, para fazer face as limitações dos sistemas de tratamento existentes.

5 PLANO DE TRABALHO

A relevância da realização deste trabalho, prende-se com a possibilidade de avaliar estações de tratamento de águas e respectivas albufeiras, face a uma eventual degradação da massa de água e, ou limitações da capacidade do sistema de tratamento instalado, que impossibilitem garantir a conformidade legal para o abastecimento público. Assim, propôs-se uma abordagem de soluções técnico-económica de intervenção em ETA's ou respectiva bacia hidrográfica, de forma a garantir a conformidade legal da produção de água para consumo humano e água para consumo humano, tendo em consideração a degradação e tendências evolutivas dos parâmetros analisados nas massas de água e as limitações dos sistemas de tratamento implantados.

Para prossecução dos objectivos propostos, após a abordagem inicial onde se efectuou uma descrição sobre a evolução dos critérios de qualidade da água, respectivo enquadramento legal e os principais processos e operações unitários envolvidos no tratamento de água para abastecimento público, seleccionaram-se as albufeiras e respectivas estações de tratamento de água a serem objecto do presente estudo.

Relativamente aos casos de estudo, procedeu-se à recolha de dados de qualidade de água das albufeiras, tendo-se procedido à análise da conformidade legal destas, quer para a produção de água de consumo humanos, quer para a água para consumo humano, considerando as percentagens teóricas de remoção estabelecidas para os sistemas implantados. Simultaneamente efectuou-se a verificação de possíveis relações entre os diferentes parâmetros e profundidades, tendência evolutiva dos parâmetros em análise e limites dos sistemas de tratamento instalados.

Após esta análise, calculou-se as unidades de domínio (UD) para cada parâmetro e os respectivos pesos relativo (PR) e importâncias relativas (IR) nos sistemas de tratamento, determinou-se os limites dos sistemas de tratamento (ST) instalados para cada parâmetro em estudo.

Depois observou-se possíveis soluções técnico-económicas aplicáveis, como a reabilitação do tratamento convencional, o tratamento parcial do caudal através de sistemas de tratamento não convencional, como nanofiltração e osmose inversa, e o tratamento de efluentes de fontes de poluição pontual, gerados nas bacias hidrográficas em estudo.

Obtiveram-se os resultados, em função dos objectivos estabelecidos, tendo-se procedido posteriormente à sua apresentação, seguida da discussão destes, elaboração das conclusões e perspectivas de trabalho futuro. Apresenta-se na Figura 5.1, o plano de trabalho de forma esquematizada.

Evolução dos critérios de qualidade da água

Enquadramento legal

Processos e operações unitárias

Definição dos objectivos

Planeamento da metodologia

Análise dos casos de estudo

Recolha de dados referentes à qualidade da água das albufeiras

Análise da conformidade legal

Relacionamento entre diferentes profundidades e parâmetros

Tendência evolutiva dos parâmetros

Limitações dos sistemas de tratamento, incluindo o cálculo das unidades de domínio (UD), para os diferentes parâmetros

Soluções técnico-económicas

Reabilitação do sistema de tratamento convencional

Aplicação de um tratamento não convencional – nanofiltração

Aplicação de um tratamento não convencional – osmose inversa

Tratamento de efluentes de fontes de poluição pontual

Resultados

Verificação das ultrapassagens dos limites legais

Relação entre parâmetros e profundidades.

Tendência evolutiva dos parâmetros de qualidade nas massas de água

Limites dos sistemas de tratamento. Constatação de parâmetros limitantes

Análise das diferentes soluções técnico-económicas

Discussão dos resultados obtidos

Elaboração das conclusões

Perspectivas de trabalho futuro

Figura 5.1 – Fluxograma do plano de trabalho

5.1 METODOLOGIA

No desenvolvimento do presente trabalho houve a necessidade de adoptar diversos pressupostos, metodologias e análises de dados para que fosse possível atingir os objectivos propostos para este estudo.

Assim, inicialmente surgiu a necessidade de considerar um período de análise e efectuar uma selecção de contaminantes a analisar, para permitir compreender a qualidade das massas de água em estudo e por outro lado restringir o âmbito do trabalho.

Para a selecção destes parâmetros foram adoptados dois critérios principais, sendo estes os parâmetros básicos considerados para o dimensionamento, concepção e exploração de ETA's e as problemáticas já identificadas que se encontram associadas às albufeiras em estudo, como sejam a eutrofização e o teor de ferro e manganês, que afectam directamente a qualidade da água e as operações e processos associados às ETA's.

Desta forma os parâmetros seleccionados foram:

- parâmetro organolépticos – cor e transparência;
- parâmetros físico-químicos – oxigénio dissolvido, temperatura e pH;
- parâmetros relativos a substâncias indesejáveis – amoníaco, azoto amoniacal, azoto Kjeldahl, carência bioquímica de oxigénio a 5 dias (CBO_5), carência química de oxigénio (CQO), clorofila-*a*, ferro, fósforo, manganês, nitrato, nitrito, ortofosfato, oxidabilidade e sólidos suspensos totais (SST);
- parâmetros microbiológicos – coliformes fecais, coliformes totais e estreptococos fecais.

É contudo importante referir que dos parâmetros seleccionados nem todos se encontram legislados, quer para a produção de água para consumo humano, quer da água para consumo humano. Estes parâmetros são o amoníaco, clorofila-*a* e ortofosfato, sendo no entanto estes, relevantes para o estudo. Relativamente ao amoníaco considera-se poder apresentar relações com o azoto amoniacal e azoto Kjeldahl, e no que respeita à clorofila-*a* e ortofosfatos pelo facto de serem parâmetros importantes na análise do estado trófico da massa de água (Wetzel, 1993). Deve-se ressalvar também que os parâmetros microbiológicos apenas foram examinados no nível mais superficial das albufeiras em estudo.

Após a fixação dos parâmetros, procedeu-se à verificação da conformidade legal no que se refere à qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano, para aqueles parâmetros cujos limites legais se encontram fixados no

exposto nos anexos I e II do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto. Desta forma aferiu-se as ultrapassagens dos VMR, VMA e a classificação das massas de água.

Importa mencionar que nesta mesma análise os parâmetros clorofila-*a* e fósforo, embora não sejam parâmetros que se encontrem legislados para produção de água para consumo humano, foi-lhes atribuído como valores limites os fixados para o estado trófico de oligotrofia, mesotrofia e eutrofia, tendo-se admitido que estes estados tróficos corresponde aos VMA para as classes de água A1, A2 e A3, respectivamente. (CCDR-A, 2004; DGA, 2000).

Posteriormente aplicaram-se percentagens de remoção teórica (Almeida, 2005) para alguns dos parâmetros analisados, variando estas dentro de intervalos de concentração pré-estabelecidos para cada parâmetro. A selecção dos parâmetros considerados para aplicação destas percentagens de remoção, prendeu-se com aqueles parâmetros que se encontram legislados para águas para consumo humano, cuja medição se efectua através de concentrações e que apresentem limites dos sistemas de tratamento, devendo-se estes pré-requisitos às necessidades subsequentes para o desenvolvimento deste trabalho. Desta forma foi possível obter a qualidade teórica da água após tratamento, referente a esses parâmetros.

A excepção desta selecção corresponde ao caso do nitrito, que embora se encontre legislado e seja medido em concentração, não foi analisado por este parâmetro não ser removido através dos processos e operações unitárias associadas a sistemas de tratamento de águas convencionais. Deve-se realçar contudo, que dos parâmetros seleccionados para o estudo em questão, este foi o único parâmetro cujo VMA foi alterado para um valor paramétrico, passando de 0,1 para 0,5 $mg.L^{-1}$ NO_2, através do anexo I parte B), do Decreto-Lei n.º 243/2001, de 5 de Setembro, mantendo-se este novo valor no disposto no anexo I parte II, do Decreto-Lei n.º 306/2007, de 27 de Agosto.

Deste modo, a estes parâmetros foi exequível observar a sua conformidade legal na água para consumo humano, através das ultrapassagens dos VMR, VMA, tal como o disposto no anexo VI do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto.

Porém é de salvaguardar que para os parâmetros CBO_5 e CQO não se encontram legislado para consumo humano, por isso assumiu-se os VMR de 1 e 2 mg $O_2.L^{-1}$ respectivamente para cada parâmetro, sendo que para os VMA, no caso do CBO_5 admitiu-se a sua inexistência, enquanto para o CQO adoptou-se a concentração de 3 mg $O_2.L^{-1}$. Por outro lado, no que se refere aos SST, dado que o legislado para VMR deste parâmetro é a sua ausência, foi considerado como 1 $mg.L^{-1}$ o seu valor máximo de concentração (Almeida, 2005).

De seguida, e dado que a captação de água é efectuada a níveis distintos nas torres de captação, analisou-se possíveis fenómenos de deposição, estratificação e homogeneidade entre os diferentes níveis de captação para os diferentes parâmetros. Esta análise efectuou-se através de regressões, relacionando para cada parâmetro dois níveis de profundidade sucessivos, e observando-se o valor do coeficiente de determinação (R^2), para se verificar o ajuste das regressões aos dados. Contudo, para este estudo apenas foram considerados os R^2 iguais ou superiores a 0,75, por se considerar teoricamente que a partir deste valor se pode efectuar estimativas.

Analogamente procedeu-se à verificação de possíveis relações entre alguns dos parâmetros estudados, relacionando diferentes parâmetros dois a dois, para uma mesma profundidade, por estes pares de parâmetros teoricamente apresentarem um elevado grau de relacionamento. Paralelamente à averiguação de possíveis relações entre um mesmo parâmetro a diferentes níveis de profundidade e entre diferentes parâmetros a uma mesma profundidade, através de regressões lineares, foi efectuada esta mesma análise por correlações de Pearson. Neste tipo de correlação assume-se como pressuposto a distribuição normal dos dados, sendo que nas análises efectuadas no presente estudo apenas foram consideradas as correlações de Pearson em que os coeficientes de correlação de Pearson (r) fossem superiores a 0,75, o grau de significância (α) igual ou inferior a 0,1 e o número de amostras (Nº) em estudo igual ou superior a 15.

A aplicação deste tipo de correlações em simultâneo com as regressões lineares, efectuou-se com o intuito de abarcar um maior número de relações através dos dois tipos de análises e permitir uma comparação entre os diferentes dados obtidos.

Posteriormente, para os parâmetros em estudo calculou-se os valores médios entre as diferentes profundidades, de forma a lhes ajustar uma linha de tendência que melhor se adequasse aos dados, para que fosse possível identificar a evolução da degradação das águas nas albufeiras em estudo.

Após a verificação das conformidades legais na produção de água para consumo humano e na água para consumo, considerando as percentagens de remoção teóricas, as relações entre as diferentes profundidades e parâmetros e a tendência evolutiva dos parâmetros, surgiu a necessidade de efectuar uma nova selecção de parâmetros para possibilitar a abordagem das metodologias das UD e dos limites dos ST.

Assim, os parâmetros a que foi aplicada estas duas metodologias foram:

- parâmetros organolépticos – cor;
- parâmetros relativos a substâncias indesejáveis – azoto amoniacal, azoto Kjeldahl, CBO_5, CQO, ferro, fósforo, manganês, nitrato, oxidabilidade e SST.

Importa referir que para a aplicação destas metodologias, assumiram-se os pressupostos utilizados na verificação da conformidade legal da água para consumo humano, para os parâmetros que não se encontram legislado. Contudo, uma vez que estas metodologias apresentam como requisito, a necessidade dos parâmetros em análise apresentarem VMA, assumiu-se para os parâmetros que não apresentassem VMA, se adoptaria o valor de VMR respectivo, sendo este o caso dos parâmetros CBO_5 e SST (Almeida, 2005).

A metodologia das UD consiste numa forma de avaliação do peso e importância relativa de cada parâmetro analisado na qualidade da água para os diferentes sistemas de tratamento. Este tipo de abordagem dos dados resume-se na definição de uma unidade adimensional para cada parâmetro de qualidade da água em análise, como sendo o quociente do valor da sua concentração presente na água pelo valor máximo de concentração que é admitido em determinada norma de qualidade, neste caso em concreto o disposto no Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto (Almeida, 2005).

Paralelamente ao cálculo das UD para os parâmetros em análise, foram fixados os limites teóricos dos sistemas de tratamento das ETA’s, para os vários parâmetros. Esta metodologia aplicada foi gerada por Almeida, 2005, onde se estabeleceu para os sistemas de tratamento convencionais, os limites de concentração para cada parâmetro na água bruta, consoante o grau de complexidade dos processos e operações unitárias instalados num sistema de tratamento de água. Nesta metodologia, os diferentes graus de complexidade dos sistemas denominam-se de ST1 a ST8, correspondendo o ST1 ao sistema convencional mais simplificado e o ST8 ao sistema convencional mais complexo (Figura 5.2).

Contudo, estas duas últimas metodologias aplicadas apresentam limitações para alguns dos parâmetros em estudo, mais especificamente no que se refere ao azoto amoniacal, azoto Kjeldahl e nitrato, pois para as concentrações correspondentes aos respectivos VMA legislado, verifica-se a necessidade da aplicação de tratamento específico para o tratamento desses parâmetros (Almeida, 2005).

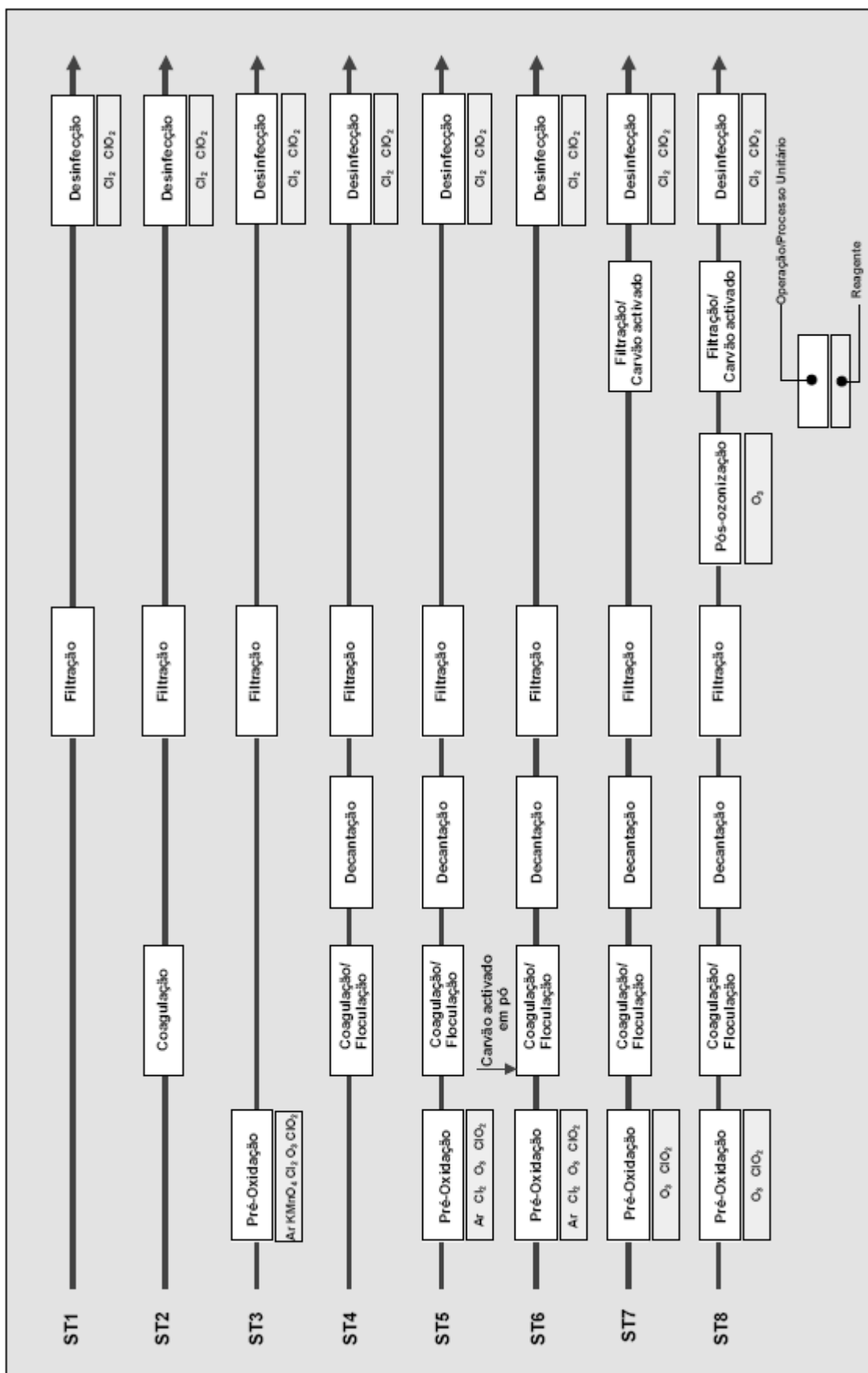



Figura 5.2 – Sistemas convencionais de tratamento de água para abastecimento público (Almeida, 2005)

Deste modo, não se revelou possível adaptar estas metodologias para estes três parâmetros, tendo o estudo sido aplicado apenas aos restantes oito parâmetros previamente seleccionados.

Desta forma, com a aplicação das duas metodologias descritas foi exequível a realização dos limites das linhas de tratamento contempladas para os diferentes parâmetros e distintas profundidades em estudo, apresentando-se assim as limitações sob a forma de concentração e UD, e constatar o peso e importância relativa de cada parâmetro analisado.

Este tipo de análise permitiu perante as linhas de tratamento e a qualidade da água a elas associadas, identificar qual ou quais os parâmetros limitantes, possibilitando uma gestão adequada dos sistemas e intervenções atempadas, para que seja garantida a qualidade da água abastecida às populações.

Pela informação aferida dos limites teóricos dos sistemas de tratamento e peso e importância relativa dos parâmetros, constatou-se o parâmetro limitante para ambos os casos de estudo. Para os dados deste parâmetro calculou-se os valores médios entre as diferentes profundidades e com estes valores médios executou-se cruzamento da informação relativa aos limites de tratamento implantados e tendência de evolução deste parâmetro. Este procedimento realizou-se com o intuito de obter os limites de tratamento dos sistemas implantados e das possíveis reabilitações dos sistemas convencionais passíveis de serem aplicados às linhas de tratamento em estudo e para a constatação do horizonte temporal perspectivado para estas intervenções.

Para fazer face ao parâmetro limitante dos sistemas a contemplar nos casos de estudo, propôs-se soluções de reabilitação das linhas de tratamento e gestão das águas e efluentes da bacia hidrográfica, para que se possa garantir a qualidade da água para o abastecimento público. Estas soluções têm por base uma análise técnico-económica, para que estas sejam comparáveis e permitam a adopção da solução mais vantajosa. A abordagem será feita tendo em consideração:

- reabilitação das linhas de tratamento instaladas, mantendo contudo os sistemas de tratamento convencionais;
- manutenção dos sistemas de tratamento instalados e tratamento parcial do caudal tratado para consumo humano directo, através de tratamentos não convencionais, filtração por membranas de nanofiltração com recarbonatação e desinfecção;
- manutenção dos sistemas de tratamento instalados e tratamento parcial do caudal tratado para consumo humano directo, através de tratamentos não convencionais, osmose inversa com recarbonatação e desinfecção;

- manutenção dos sistemas de tratamento instalados e redução das cargas efluentes às massas de água, originárias da actividade humana em fontes de poluição pontuais, através de reabilitação de estações de tratamento de águas residuais (ETAR's) instaladas.

É de realçar que para esta análise técnico-económica considera-se apenas a fase líquida dos sistemas de tratamento, um horizonte de projecto de vinte anos de operação das instalações, os custos de construção e implantação de novas instalações, órgãos e equipamentos (C.C.) e os custos de operação e manutenção das infraestruturas exploradas e reagentes utilizados (O&M), exceptuando-se a última solução proposta, em que a análise técnico-económica apenas considerou os custos de construção e implantação.

Contudo, as funções de custo desenvolvidas apresentam limites de aplicabilidade, encontrando-se estas ajustadas para o intervalo de caudais de 250 $m^3.h^{-1}$ a 5000 $m^3.h^{-1}$. A imposição do limite inferior deveu-se às variações das funções serem bastante acentuadas para caudais mais pequenos, ao passo que a fixação do limite superior se encontra relacionado com o facto de se considerar que para infraestruturas de maiores dimensões se deve efectuar estudos específicos (Almeida, 2005).

Salienta-se também que, todos os custos calculados foram actualizados ao ano de 2007, considerando uma taxa de actualização constante de 3%, e que para os custos apresentados em dólares norte americanos, a taxa de câmbio aplicada face ao euro, foi a taxa média mensal de câmbio, referente ao mês de Agosto de 2007, sendo esta de 1,3622[a].

Outros pressupostos utilizados para a realização desta análise foram que a dimensão das populações, a capacidade e horas de funcionamento das ETA's e o consumo médio de água, tendo-se considerado que estes se mantinham constantes.

Relativamente aos custos de construção da primeira solução proposta, o cálculo dos custos dos sistemas instalados e das reabilitações foi baseado em funções de custos desenvolvidas por Almeida, 2005, aplicando-se as funções que melhor se adequavam aos esquemas de tratamento e reabilitações previstas.

Por outro lado, os custos de operação e manutenção foram obtidos através da concretização de curvas com custo em função da capacidade de tratamento para os diferentes órgãos e reagentes (Gumerman *et al.*, 1979). Com o somatório das diversas funções de operação e manutenção, foi calculado o seu custo para os diferentes sistemas abordados, através do caudal máximo horário pretendido para a produção de cada sistema.

---

[a] Valor fornecido pelo Banco de Portugal, referente à taxa média mensal de Agosto de 2007

Através destes dois tipos de custos, obteve-se os custos totais para os sistemas instalados e reabilitações propostas e foi possível efectuar a diferença de custos entre os sistemas instalados e as reabilitações propostas, obtendo-se nesta solução as diferenças dos custos (Δ) para cada um dos casos estudados.

No que se refere à segunda solução, foram elaboradas as curvas de custo de construção e operação e manutenção do sistema de membranas por nanofiltração com recarbonatação.

A função de custos do sistema de membranas por nanofiltração foi obtida através da análise de estudos, dos quais foi possível aferir pontos que representam custos em função de caudais máximos tratados. Os pontos para elaboração da curva de custo de construção foram obtidos através dos estudos Luque, 1997, Olmos, 2002, Gorenflo *et al.*, 2003, Costa e Pinho, 2005 e Liikanen *et al.*, 2006, enquanto que os pontos para a curva de custo de operação e manutenção provieram dos estudos Luque, 1997, Khalik *et al.*, 2000, Bruggen *et al.*, 2001, Olmos, 2002 e Gorenflo *et al.*, 2003. Após a concepção destas curvas, como forma de confirmação destas, no caso da curva de custo de construção comparou-se esta como os estudos Khalik *et al.*, 2000 e Bruggen *et al.*, 2001, precedendo-se de forma análoga para a função de custo de operação e manutenção, mas desta vez sendo a comparação efectuada com os estudos Costa e Pinho, 2005 e Liikanen *et al.*, 2006. Às curvas obtidas foi-lhes aplicado regressões que apresentassem bons ajustes de R^2. Relativamente à recarbonatação, as funções de custos para construção e operação e manutenção foram construídas através de Gumerman *et al.*, 1979.

Contudo as funções de custo desenvolvidas para os sistemas de nanofiltração apresentam como limite de aplicabilidade superior 1000 $m^3.h^{-1}$, por estes sistemas apenas efectuarem o tratamento parcial do caudal dos sistemas instalados.

Deste modo, a partir das funções de custo de construção e operação e manutenção para nanofiltração e recarbonatação e das diferenças dos custos obtido na primeira solução proposta, foi possível calcular o caudal susceptível de ser produzido e verificar se garantia as necessidades de consumo humano directo de água para a população abastecida, sendo este valor de 2 $L.hab^{-1}.dia^{-1}$[b].

Importa salvaguardar que nesta solução a totalidade do caudal continuaria a ser tratado pelo sistema instalado, e só a fracção destinada ao consumo humano directo seria objecto de pós-tratamento por nanofiltração, seguida de recarbonatação e desinfecção. A distribuição desta água seria efectuada directamente à população através de um ponto de distribuição gratuito.

[b] Valor fornecido pela Organização Mundial de Saúde

Para a terceira solução, o cálculo dos custos de construção e operação e manutenção são em tudo semelhantes à metodologia aplicada para o cálculo da operação e manutenção usado na primeira solução proposta, tendo-se calculado os custos de construção e operação e manutenção inerentes a uma instalação de osmose inversa com recarbonatação da água (Gumerman *et al.*, 1979). À imagem do procedimento para a confirmação das curvas de nanofiltração, para confirmação das curvas de osmose inversa concebidas nesta terceira solução proposta, estas foram comparadas com outros estudos (Luque, 1997 e Olmos, 2002).

De acordo com o critério aplicado à nanofiltração, as funções de custo de osmose inversa apresentam como limite superior máximo de aplicabilidade 1000 $m^3.h^{-1}$.

Por outro lado, na análise da capacidade de produção de água para consumo humano directo, o método utilizado foi igual ao utilizado na solução de nanofiltração.

À semelhança do que ocorre no caso da nanofiltração, nesta solução a totalidade do caudal continuaria a ser tratado pelo sistema de tratamento já instalado e servindo este como pré-tratamento para o sistema de osmose inversa.

A distribuição da água para consumo humano directo seria efectuada num ponto de distribuição gratuito, tal como na solução anteriormente proposta.

Por último, propôs-se a solução em que se pretende diminuir as cargas rejeitadas nas massas de água estudadas. Para esta solução, inicialmente efectuou-se o cálculo do número de habitantes equivalentes para as populações, explorações industriais e agropecuárias, presentes em cada uma das bacias hidrográficas estudadas, considerando as características associadas a estes tipos de actividades (CCDR-A, 1999).

Assumiram-se os pressupostos para a aplicação do modelo simples de dispersão do parâmetro limitante, sendo estes a carga rejeitada e capitação de água residual por habitante, coeficiente de afluência à ETAR, caudal e concentração natural afluente à massa de água, volume armazenado na albufeira e concentração da água presente na albufeira.

Obtiveram-se as cargas produzidas por fontes de poluição pontual nas bacias, e perante os tipos de tratamentos a que estas são sujeitas e as taxas de remoções associadas aos diferentes tratamentos, foi possível prever as cargas rejeitadas (CCDR-A, 1999). Contudo, considerou-se que os sistemas de retenção, que consistem no espalhamento dos efluentes produzidos pelos terrenos agrícolas, a totalidade da sua carga afluiria às massas de água, embora esta deixe de ser considerada uma fonte poluição pontual.

A estas cargas calculadas adicionou-se ainda uma contribuição de carga proveniente de escorrências naturais das bacias hidrográficas, estando estas directamente relacionadas com o escoamento médio anual.

Através da previsão das cargas rejeitadas efectuou-se a aplicação de um modelo simples de dispersão do parâmetro em estudo, de forma a prever as cargas susceptíveis de afectar as massas de água em estudo.

Com os resultados alcançados pelo modelo, calculou-se o custo da reabilitação de um dos tipos sistemas de tratamento de águas residuais existentes em cada uma das bacias estudadas. Para os restantes sistemas de tratamento existente considerou-se a sua manutenção e que as suas eficiências de remoção se mantinham inalteradas.

As reabilitações foram estabelecidas através dos limites de descarga e custos de tratamento de efluentes estabelecidos para cada tipo tratamento (Almeida, 2005), para que se garantisse a qualidade necessária nas massas de água, a fim de as ETA's instaladas procedessem a um abastecimento público de água de qualidade e em conformidade com o legislado.

Nesta solução, ao contrário das restantes apresentadas, a análise de custo apenas se realizou relativamente aos custo de construção das reabilitações e comparando-se estes com a diferença dos custos de construção obtidos na primeira solução.

Por fim, efectuou-se uma análise dos resultados obtidos, com o objectivo de avaliar qual a solução mais viável para cada um dos casos de estudo, tendo em consideração factores técnicos, económicos, ambientais e de satisfação da população servida.

6 CASOS DE ESTUDO

No presente capítulo, pretendeu-se efectuar uma descrição pormenorizada e técnica dos casos de estudo contemplados neste trabalho, ETA's de Monte Novo e Roxo. Desta forma, procedeu-se ao seu enquadramento nas respectivas bacias hidrográficas e albufeiras, e descreveu-se as linhas de tratamento incluídas em cada estação de tratamento de água.

As linhas de tratamento das ETA's em estudo, foram posteriormente comparadas com os sistemas convencionais de tratamento de água para abastecimento público teóricos pré-estabelecidos, tendo-se definido as particularidades dos processos e operações de cada linha de tratamento.

Com a descrição das linhas de tratamento das ETA's de Monte Novo e Roxo e a identificação do esquema teórico de cada linha, procedeu-se à descrição das reabilitações propostas e das particularidades dos processos e operações sugeridas.

6.1 ENQUADRAMENTO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS, ALBUFEIRAS E ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA

A bacia hidrográfica de influência da albufeira de Monte Novo, localiza-se no concelho de Évora, distrito de Évora, entre as localidades de Évora e Reguengos de Monsaraz, a Norte da Estrada Nacional 256 e passando a A6 na parte Norte da bacia (CCDR-A, 2004; IGEO, 2007; IGEOE, 2007).

A sua linha de água principal é o rio Degêbe, tendo este como afluentes principais as Ribeiras de Bencafete, do Freixo e de Machede (CCDR-A, 2004; IGEO, 2007; IGEOE, 2007).

Os tipos de solos que predominam nesta bacia são os Luvissolos, havendo contudo uma pequena percentagem de solos do tipo Cambissolos na zona noroeste (IA, 2005; APA, 2007).

No que respeita à geologia, esta bacia apresenta alguma diversidade, uma vez que na periferia predominam os Quartzodioritos, na zona interior Xistos ou Grauvaques e na parte norte do terreno sobre a albufeira há uma prevalência de Cascalheiros de planalto, Arcoses da Beira Baixa ou Arenitos (IA, 2005; APA, 2007).

Nesta bacia hidrográfica a densidade populacional é muito reduzida, devendo-se destacar as localidades de Nossa Senhora de Machede e Santa Barbara do Degêbe, com uma população residente de 1137 e 220 habitantes, respectivamente. Os efluentes produzidos

pelos residentes de Nossa Senhora de Machede são tratados numa estação de tratamento de águas residuais, que apresenta um tratamento por lamas activadas, enquanto os de Santa Barbara do Degêbe apenas apresentam fossas sépticas com poços absorventes (CCDR-A, 1999; IA, 2005).

Destacam-se também as vias rodoviárias A6, EN254 e N18, bem como a existência de duas ferrovias, na presente área de estudo, sendo os acessos à barragem do Monte Novo e à ETA efectuados através de vias municipais que são acedidas pela EN254 (CCDR-A, 2004; IGEOE, 2007).

No que se refere à ocupação e uso dos solos, a bacia em estudo apresenta uma heterogeneidade no seu coberto vegetal, havendo uma predominância de culturas anuais de sequeiro como trigo e girassol, verificando-se contudo algumas áreas de culturas de regadio, vinha, olival, áreas agrícolas heterogenias, áreas agro-florestais, floresta e matos (IES, 2007; INAG, 2007).

Em termos de actividades económicas, há que destacar, para além da actividade agrícola característica desta região, a existência de quatro boviniculturas para a produção de leite, com um total de 390 cabeças de gado bovino, três suinicultoras para reprodução e engorda, com um total de 143 cabeças de gado suíno para reprodução e 160 para engorda, um lagar tradicional e uma fábrica de curtumes tradicional. Os efluentes produzidos por estas actividades, exceptuando os da fábrica de curtumes que apresentam um pré-tratamento e são descarregados no colector de águas residuais público de Nossa Senhora de Machede, as restantes apresentam apenas um sistema de retenção, sendo que no caso das explorações pecuárias a matéria orgânica retida neste sistema é sujeita a um processo de espalhamento, que consiste num espalhamento dos efluentes no terreno, deixando estas fontes poluidoras de ser consideradas pontuais e passando a ser consideradas difusas (CCDR-A, 1999).

Relativamente à bacia hidrográfica de influência da albufeira do Roxo, esta localiza-se nos concelhos de Aljustrel e Beja, distrito de Beja, encontrando-se entre estas duas localidades, a Norte da IP2 e Este da A2 (CCDR-A, 2004; IGEO, 2007; IGEOE, 2007).

A sua linha de água principal é a ribeira do Roxo, afluindo a esta as ribeiras de Santa Vitória, dos Louriçais e do Outeiro (CCDR-A, 2004; IGEO, 2007; IGEOE, 2007).

Os tipos de solos presentes na bacia hidrográfica de influência da albufeira do Roxo são sobretudo planossolos de arenitos ou conglomerados, solos mediterrâneos pardos para-hidromorficos, aluvissolos modernos não calcários de textura pesada e solos mediterrâneos vermelhos ou amarelos (IA, 2003; APA, 2007).

Relativamente à geologia presente, observa-se uma elevada diversidade, destacando-se os metasedimentos de baixo grau de metamorfismo, xistos roxos e negros, conglomerados, argilas, areias, quartzitos, grauvaques, siltitos, filitos, complexo gabro-diorítico de Beja, jaspes chertes, rochas vulcânicas ácidas, filão dolorítico do Alentejo, aluviões modernos, terraços fluviais e depósitos de vertente (IA, 2003; APA, 2007).

Na área de estudo da bacia do Roxo observa-se uma baixa densidade populacional, salientando-se os aglomerados populacionais de Beja com aproximadamente 25000 habitantes, Ervidel com 1565 habitantes, Santa Clara de Louredo com 1210 habitantes, Santa Vitória com 596 habitantes, Monbeja com 400 habitantes, Pedras Brancas 134 habitantes, Monte da Juliana com 106 habitantes e Mina da Juliana com 18 habitantes. Os efluentes produzidos pelos residentes de Beja, Ervidel, Santa Clara de Louredo, Santa Vitória, Monbeja são tratados através de lagoas de estabilização, enquanto que Pedras Brancas, Mina da Juliana e Monte de Juliana os efluentes são tratados por fossas sépticas, sendo que nesta última as fossas sépticas apresentam trincheiras filtrantes (CCDR-A, 1999; IA, 2003).

Verifica-se, na área de influência da albufeira do Roxo, a existência de duas ferrovias e algumas rodovias destacando-se a A2, N18 e N2, sendo por esta última que se efectua o acesso à barragem e ETA (CCDR-A, 2004; IGEOE, 2007).

Relativamente ao uso e ocupação dos solos verifica-se, tal como é característico desta região, uma predominância de culturas anuais de sequeiro, principalmente culturas cerealíferas. Observa-se no entanto áreas agrícolas heterogéneas, áreas de cultura permanente como olival, eucaliptal e pinhal e áreas agro-florestais, floresta e matos constituída essencialmente por montado com pastagem (IES, 2007; INAG, 2007).

No que respeita às actividades económicas presentes nesta bacia, além da actividade agrícola, evidencia-se a existência de uma suinicultura para reprodução, com um total de 80 cabeças de gado suíno e uma bovinicultura conjuntamente com uma suinicultura com 63 cabeças de gado bovino para produção de carne, 50 cabeças de gado bovino para produção de leite, 100 cabeças de gado suíno para reprodução e 150 cabeças de gado suíno para engorda. Os efluentes produzidos por esta última actividade efectua-se através de lagoas de estabilização, sendo que a primeira actividade apenas apresenta um sistema de retenção, em que a matéria orgânica gerada é sujeita a um espalhamento nos terrenos, deixando estas fontes poluidoras de ser consideradas pontuais e passando a ser consideradas difusas (CCDR-A, 2004).

As principais características das duas bacias hidrográficas em estudo encontram-se descritas no Quadro 6.1.

Quadro 6.1 – Características das bacias hidrográficas (CCDR-A, 2004; APA, 2007; INAG, 2007)

Características	Monte Novo	Roxo
Concelho	Évora	Beja e Aljustrel
Linha de água principal	Rio Degêbe	Ribeira do Roxo
Área (km^2)	261,48	353,18
Altitude média (m)	254,73	177,26
Declive médio (%)	4	3
Comprimento da linha de água principal (km)	33,7	51
Precipitação média anual (mm)	635	548,8
Escoamento médio anual (hm^3)	44	533

A construção da barragem de Monte Novo teve como principais objectivos o armazenamento de água para fins hidroagrícolas e abastecimento público, sendo que este último objectivo tem desempenhado um papel determinante no sistema de abastecimento de água à cidade de Évora segundo a Resolução do Conselho de Ministros n.º 120/2003.

Esta barragem foi projectada em 1976 pela Direcção Geral dos Recursos e Aproveitamentos Hidráulicos (DGRAH), tendo a obra sido executada pela Sociedade Geral de Construção de Obras Públicas, S.A. (SOPOL) e concluída no ano de 1982. O promotor foi o Instituto Nacional da Água (INAG), sendo esta mesma entidade a entidade exploradora (CCDR-A, 2004; INAG, 2007).

As principais características construtivas desta infra-estrutura encontram-se no Quadro 6.2.

A albufeira associada a esta barragem apresenta uma capacidade total de armazenamento de 15,28 hm^3, sendo a sua capacidade útil de 14,78 hm^3, o que revela um volume morto de 0,5 hm^3. À cota 196 m encontra-se a sua cota de nível pleno de armazenamento a que corresponde uma superfície inundável de 277 ha, sendo que as cotas 196,8 m e 183,5 m corresponde às cotas de nível máximo de cheia e de nível mínimo de exploração respectivamente (INAG, 2007).

Relativamente à barragem do Roxo, esta foi construída inicialmente com os objectivos de armazenamento de água para aproveitamento hidroagrícola e utilização para fins industriais. No entanto a partir de 1985 esta passou a ter também o objectivo de abastecimento público (IA, 2003; INAG, 2007).

Esta barragem foi projectada pela Direcção-Geral dos Serviços Hidráulicos (DGSH), no ano de 1958, tendo as obras decorrido entre 1963 e 1968 e executada pela empresa Amaro e Mota, Lda., em que o promotor da obra foi o INAG. A responsabilidade de exploração inicialmente ficou a cargo da DGSH, tendo sido transferida em 1970 para a Associação de

Regantes e Beneficiários do Roxo, actualmente denominados Associação de Beneficiários do Roxo (IA 2003; CCDR-A, 2004; INAG, 2007).

Quadro 6.2 – Características construtivas da barragem de Monte Novo (CCDR-A, 2004; INAG, 2007)

Características da barragem de Monte Novo		
Paredão		
	Tipo de barragem	Gravidade
	Material utilizado na construção	Betão
	Altura acima da fundação (m)	30
	Altura acima do terreno natural (m)	28
	Cota do coroamento (m)	199
	Comprimento do coroamento (m)	160
	Fundação	Xisto e grauvaques
Descarregador de cheias		
	Localização	Centro
	Tipo de descarregador	Sobre a barragem
	Tipo de Controlo	Controlado
	Cota da crista da soleira (m)	196
	Desenvolvimento da soleira (m)	10×2
	Caudal máximo descarregado (m^3/s)	609
	Dissipação de energia	Trampolim
Descarregador de fundo		
	Localização	Talvegue
	Tipo de descarregador	Através da barragem
	Controlo a montante	Comporta
	Controlo a jusante	Válvula de jacto oco
	Diâmetro da conduta (m)	1
	Caudal máximo descarregado (m^3/s)	11,7
	Dissipação de energia	Jacto oco e fossas de erosão

As principais características construtivas da barragem do Roxo encontram-se especificadas no Quadro 6.3.

No que respeita à albufeira, esta apresenta uma capacidade total de armazenamento de 96,312 hm^3, sendo a capacidade útil de 89,512 hm^3, o que revela um volume morto de 6,8 hm^3. À cota 136 m encontra-se a sua cota de nível pleno de armazenamento a que corresponde uma superfície inundável de 1378 ha, sendo que as cotas 137 m e 122 m corresponde às cotas de nível máximo de cheia e de nível mínimo de exploração respectivamente (INAG, 2007).

No que se refere à ETA de Monte Novo, esta apresenta uma a capacidade máxima de tratamento de 19800 $m^3.dia^{-1}$, garantindo o abastecimento da cidade de Évora, conjuntamente com os poços e captações da Graça.

Quadro 6.3 – Características construtivas da barragem do Roxo (CCDR-A, 2004; INAG, 2007)

Características da barragem do Roxo	
Paredão	
Tipo de barragem	Contrafortes e Gravidade
Material utilizado na construção	Betão e terra homogénea
Altura acima da fundação (m)	49
Altura acima do terreno natural (m)	34
Cota do coroamento (m)	139,5
Comprimento do coroamento (m)	847
Fundação	Pórfiros, xistos e grauvaques
Descarregador de cheias	
Localização	Centro
Tipo de descarregador	Sobre a barragem
Tipo de Controlo	Sem controlo
Cota da crista da soleira (m)	136
Desenvolvimento da soleira (m)	27
Caudal máximo descarregado (m^3/s)	64
Dissipação de energia	Ressalto
Descarregador de fundo	
Localização	Margem esquerda
Tipo de descarregador	Através da barragem
Controlo a montante	Comporta plana
Controlo a jusante	Válvula de jacto oco
Diâmetro da conduta (m)	2
Caudal máximo descarregado (m^3/s)	47
Dissipação de energia	Jacto oco e fossas de erosão

Relativamente à ETA do Roxo, esta foi concluída em 1985, entrando em funcionamento neste mesmo ano. Apresenta uma capacidade máxima de tratamento de água de 18000 $m^3.dia^{-1}$, sendo actualmente responsável pelo abastecimento de Aljustrel, Ervidel, Messejana e Rio de Minho do Concelho de Aljustrel e Beja, Santa Vitória, Albernoa, Trindade, Mina da Juliana, Monte da Juliana, Penedo Gordo, Santa Clara do Louredo, Neves, Porto Peles, Monte Padrão, Vila Azedo e Baleizão do Concelho de Beja, conjuntamente com uma serie de outras captações subterrâneas dispersas por ambos os concelhos.

6.2 SISTEMAS DE TRATAMENTO INSTALADOS

A linha de tratamento da fase líquida da ETA de Monte Novo inicia-se na torre de captação, que permite a toma de água da albufeira a três níveis distintos, seguida por um ponto de injecção de cal para eventuais correcções do pH da água.

Segue-se a pré-oxidação, recorrendo ao ozono, materializada numa câmara de contacto, munida de sistema de destruição do excesso de ozono.

O processo seguinte é a coagulação que é efectuada numa câmara de mistura rápida mecânica, em que a agitação é garantida através de electroagitadores. O agente coagulante utilizado nesta ETA é o sulfato de alumínio, sendo este adicionado à entrada da câmara de mistura rápida, conjuntamente com hidróxido de cálcio, para correcção do pH da água e como adjuvante da floculação o agente floculante (polielectrólito).

À saída deste órgão é adicionado carvão activado em pó para promover a adsorção de compostos que originam sabor e odor desagradável e compostos orgânicos tóxicos, sendo a água conduzida para dois decantadores rectangulares do tipo manto de lamas.

Nestes decantadores é garantido o processo de floculação e decantação. Neste tipo de decantadores a água é admitida abaixo da cota mínima do manto, sendo o clarificado recolhido por caleiras. As lamas em excesso são recolhidas através de cones concentradores, que são accionados através de sensores de peso e têm como função a limitação de altura do manto.

A carga hidráulica admitida para os decantadores por manto de lamas é compreendida entre os 2 e 4 $m^3.m^{-1}.h^{-1}$ ($2 \leq Ch \leq 4\ m^3.m^{-1}.h^{-1}$) e tempos de retenção na ordem das 0,5 e 1 h ($0,5 \leq t_r \leq 1$ h) (Almeida, 2005). Neste tipo de órgão é também necessário garantir a estabilidade do manto de lamas, o interface sólido/líquido e a velocidade ascensional da água, que segundo Bond, 1960, não deve ser superior a metade da velocidade de decantação das partículas (Bond, 1960). Por outro lado, também se deve garantir uma velocidade mínima do líquido interpartículas de 2,5 $m.h^{-1}$, de forma a prevenir fenómenos de compactação das lamas (Masschelein, 1977).

No entanto, este tipo de órgãos revela alguns inconvenientes como serem muito sensíveis à variação de caudal e temperatura e terem de ter funcionamento em contínuo.

A água clarificada é conduzida para duas baterias de filtros, sendo cada uma constituída por quatro filtros rápidos gravíticos de areia de taxa constante e nível variável. Estes filtros, por serem filtros rápidos gravíticos a sua perda de carga total deve-se encontrar entre 1,2 e 3 m e por operarem a taxa constante a perda de carga inicial permanece constante ao longo de todo o período de filtração, apenas variando a perda de carga devido à colmatação (AWWA/ASCE, 1998).

Neste tipo de filtros o caudal é igualmente distribuído pelos diferentes filtros através de uma caleira comum a todos os filtros, garantindo que a entrada de água nos filtros é efectuada a uma cota superior à do nível máximo dos filtros. Quando os filtros atingem o nível máximo, entram em ciclo de lavagem.

Após filtração, a água sai para uma caleira comum onde é adicionado o agente desinfectante, neste caso, água clorada, preparada a partir de cloro gasoso.

Finalmente a água tratada é conduzida para a cisterna, onde se garante o tempo de contacto necessário à actuação do agente desinfectante.

O diagrama linear da linha de tratamento da ETA de Monte Novo encontra-se representado na Figura 6.1.

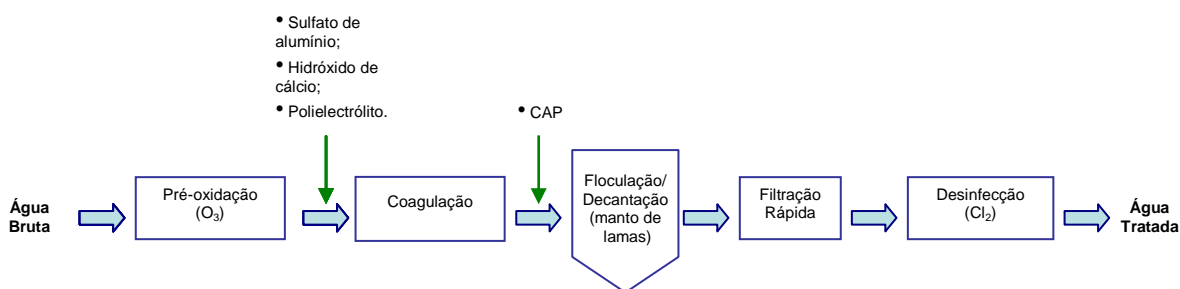



Figura 6.1 – Diagrama linear da linha de tratamento da ETA de Monte Novo

No que se refere à linha de tratamento da fase líquida da ETA do Roxo, esta apresenta uma torre de captação, que permite três níveis de toma de água, seguida pela operação de pré-oxidação que é efectuada através de dióxido de cloro, podendo contudo esta também ser efectuada através da injecção de hipoclorito.

Posteriormente a água é encaminhada para a câmara de mistura rápida mecânica, munida de dois electroagitadores, onde à cabeça é adicionado sulfato de alumínio para promover a coagulação, e à saída há a possibilidade de adicionar cal hidratada, para a correcção do pH, carvão activado em pó e polielectrólito, como agente floculante.

A operação seguinte que se apresenta na linha de tratamento é a decantação, efectuando-se esta através de dois decantadores circulares do tipo “*Pulsator*”.

Nos decantadores do tipo “*Pulsator*” instalados na ETA do Roxo, a água é encaminhada para a coluna central, o que envolve a produção de vácuo na coluna. A água é armazenada na coluna onde, chegando a encontrar-se a um nível de aproximadamente de 1 m a acima da cota da água no decantador. A energia gerada no ciclo de enchimento, devido a produção de vácuo no interior da coluna, é a necessária para se dar o processo de floculação (Degrémont, 1989).

De seguida, o sistema de vácuo é interrompido, pelo accionamento de uma válvula accionada por um controlador de nível, observando-se o esvaziamento da coluna de água de forma a esta ficar em vasos comunicantes com o nível do decantador. Desta forma a

água é admitida no decantador junto ao fundo através de um sistema de tubagens perfuradas para se garantir uma distribuição uniforme do caudal afluente.

Este segundo ciclo gera também a expansão do manto de lamas, que por consequência, provoca a entrada de lamas nas caleiras de recolha de lamas. Sucede-se novo ciclo de enchimento, enquanto que no decantador se efectua a separação entre as fases sólida e líquida. Este tipo de decantadores permite que sejam operados em contínuo ou através de ciclos, podendo a duração total destes ciclos variar entre 20 s e 2 min (Degrémont, 1989).

Estes decantadores em específico deverão apresentar uma carga hidráulica compreendida entre os 1,3 e 1,9 $m^3.m^{-2}.h^{-1}$ ($1,3 \leq Ch \leq 1,9$ $m^3.m^{-2}.h^{-1}$) e tempos de retenção na ordem das 1 e 3 h ($1 \leq t_r \leq 3$ h), demonstrando contudo algumas fragilidades designadamente, serem susceptíveis de apresentarem problemas de curto-circuito e serem pouco tolerantes a variações de caudal (Degrémont, 1989; Almeida, 2005).

A água clarificada é encaminhada para uma bateria de filtros constituída por quatro filtros rápidos gravíticos de areia, que funcionam com taxa e nível constante.

O funcionamento destes filtros é semelhante ao dos filtros de taxa constante e nível variável já descrito, no entanto, para manterem o nível constante é necessário assegurar um sistema de controlo, aqui materializado por um sifão, que tem como função introduzir no circuito de saída do filtro uma perda de carga inicial igual à colmatação máxima permitida no ciclo de filtração. Assim, no início do ciclo de filtração a perda de carga introduzida é máxima e no final é praticamente nula.

À água filtrada é adicionado dióxido de cloro, prosseguindo esta para o reservatório onde é garantido o tempo de contacto necessário para actuação do agente desinfectante.

O diagrama linear da linha de tratamento da ETA de Monte Novo encontra-se representado na Figura 6.2.

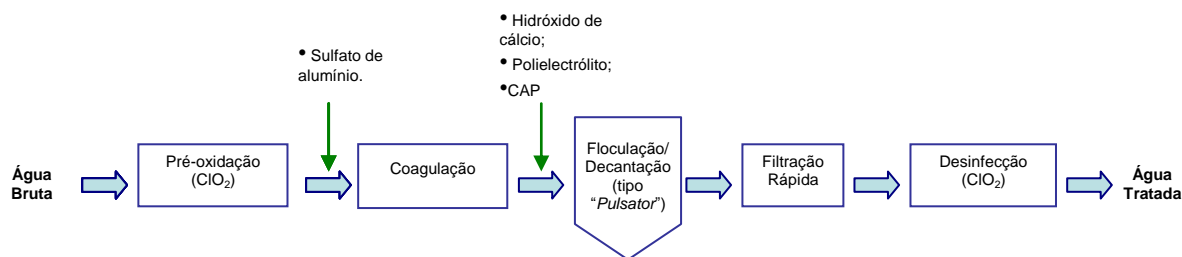



Figura 6.2 – Diagrama linear da linha de tratamento da ETA do Roxo

6.3 IDENTIFICAÇÃO DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO COM OS SISTEMAS TIPO

Confrontando os esquemas de tratamento utilizados nas duas ETA's consideradas no caso de estudo, verificou-se a sua semelhança. Ambas apresentavam pré-oxidação, seguida de coagulação com adição de carvão activado em pó, floculação/decantação efectuada em decantadores de "manto de lamas", filtração e desinfecção.

Comparando esta sequência de processos e operações unitários com os esquemas de tratamento teóricos representados na Figura 5.2, verificou-se a semelhança com o ST6.

É de referir, que embora os sistemas de tratamento se enquadrem no sistema ST6, apresentam diferenças entre si, no que respeita ao agente oxidante e desinfectante, e ao tipo de decantador. A ETA de Monte Novo utiliza o ozono como agente oxidante, o cloro como agente desinfectante e materializa a floculação/decantação num decantador de manto de lamas, munido de cones concentradores de lamas. A ETA do Roxo recorre ao dióxido de cloro como agente oxidante e desinfectante e a floculação/decantação é materializada num decantador de manto de lamas do tipo "*Pulsator*".

No Quadro 6.4 apresentam-se os parâmetros de dimensionamento e exploração utilizados para a avaliação dos processos e operações presentes em ambas as linhas de tratamento e na construção das funções de custo.

6.4 REABILITAÇÃO DAS LINHAS DE TRATAMENTO – SISTEMAS DE TRATAMENTO CONVENCIONAIS

A implementação da primeira solução proposta, que se prende com a aplicação de reabilitações das linhas de tratamento existentes, mantendo os sistemas de tratamento convencionais, passará por contemplar a sequência de processos e operações mais complexos que o instalado nas ETA's de Monte Novo e Roxo. Desta forma, as reabilitações a introduzir nas linhas de tratamento devem conduzir a uma situação idêntica ao perfil ST7 ou ST8 (Figura 5.2).

O esquema de tratamento teórico ST7 consiste na eliminação da adição de CAP e introdução de filtração em CAG após a operação de filtração, efectuada em filtros rápidos de areia. O perfil ST8, além das alterações previstas em ST7, introduz a operação de pós-ozonização entre a operação de filtração e filtração em CAG.

A introdução destes processos e operações nas linhas de tratamento previstos nas reabilitações permitem um aumento da remoção de matéria orgânica dissolvida presente na água (Nishijima e Okada, 1998).

Quadro 6.4 – Parâmetros de avaliação dos processos e operações das linhas de tratamento (Gumerman *et al.*, 1979; Almeida, 2005)

Processos e operações	Monte Novo	Roxo
Pré-oxidação		
Ozono, O_3	t_c – 7 min Dosagem – 5 mg/L	
Dióxido de cloro, ClO_2		t_c – 3 min Dosagem – 4 mg/L
Mistura rápida mecânica		
	G – 900 s^{-1}	G – 900 s^{-1}
	t_m – 40 s	t_m – 40 s
Hidróxido de cálcio, $Ca(OH)_2$	Dosagem – 5 mg/L	Dosagem – 5 mg/L
Polielectrólito	Dosagem – 0,2 mg/L	Dosagem – 15 mg/L
Sulfato de alumínio, $Al_2(SO_4)_3$	Dosagem – 120 mg/L	Dosagem – 50 mg/L
Carvão activado em pó (CAP)	Dosagem – 8 mg/L	Dosagem – 22 mg/L
Decantação		
	t_m – 30 min	t_m – 30 min
Manto de lamas	Ch – 3 $m^3/m^2.h$	
"*Pulsator*"		Ch – 1,6 $m^3/m^2.h$
Filtração		
	t_f – 16 $m^3/m^2.h$	t_f – 16 $m^3/m^2.h$
Lavagem	Velocidade – 12 $m^3/m^2.h$ Tempo – 15 min Volume – 204 m^3/dia	Velocidade – 12 $m^3/m^2.h$ Tempo – 15 min Volume – 185 m^3/dia
Desinfecção		
Cloro líquido, Cl_2	t_r – 30 min Dosagem – 3 mg/L	
Dióxido de cloro, ClO_2		t_r – 30 min Dosagem – 3 mg/L

Contudo as soluções de reabilitação propostas, por se aplicarem directamente aos sistemas de tratamento existentes, continuariam a apresentar ligeiras diferenças entre elas, dado que as soluções manteriam características intrínsecas aos sistemas originais, encontrando-se as características destes novos processos e operações no Quadro 6.5.

Quadro 6.5 – Parâmetros de avaliação dos processos e operações aplicados pelas reabilitações – sistemas de tratamento convencionais (Gumerman *et al.*, 1979; Almeida, 2005)

Processos e operações	Monte Novo	Roxo
Pós-ozonização		
Ozono, O_3	Dosagem – 5 mg/L	Dosagem – 5 mg/L
Filtração em CAG		
Filtro de CAG	t_r – 7,5 min t_f – 12 $m^3/m^2.h$	t_r – 7,5 min t_f – 12 $m^3/m^2.h$

6.5 Reabilitação das Linhas de Tratamento – Sistemas de Tratamento Não Convencionais

Estas soluções consistem em manter os sistemas convencionais em funcionamento, complementando a linha de tratamento com nanofiltração ou osmose inversa para tratar apenas o caudal correspondente às necessidades de consumo humano directo. Nestas soluções foram consideradas idênticas as características técnicas dos equipamentos de separação por membranas, para as duas ETA's estudadas (Quadro 6.6).

Quadro 6.6 – Parâmetros de avaliação dos processos e operações aplicados pelas reabilitações – sistemas de tratamento não convencionais (Gumerman *et al.*, 1979; Luque, 1997; Khalik *et al.*, 2000; Bruggen *et al.*, 2001; Olmos, 2002; Gorenflo *et al.*, 2003; Costa e Pinho, 2005; Liikanen *et al.*, 2006)

Sistema de tratamento	Características técnicas
Nanofiltração	Recuperação de água (%) – 75 a 90 Pressão de operação (bar) – 5,5 a 8
Osmose inversa	Recuperação de água (%) – 80 Pressão de operação (bar) – 28 a 31,5 Concentração máxima de sólidos totais dissolvido (mg/L) - 10

6.5.1 Reabilitação de Sistemas de Tratamento Não Convencionais por Nanofiltração

O processo de nanofiltração inicialmente começou por ser usado no amaciamento de águas essencialmente subterrâneas, com dureza elevada e baixos teores de sólidos suspensos totais, cor e reduzida potencialidade de formação de subprodutos da desinfecção ou percursores de subprodutos da desinfecção (Laine, 1997; Pianta *et al.*, 2000).

Contudo, actualmente a nanofiltração é reconhecida como uma alternativa valida não só para o amaciamento de águas, como também para a remoção parcial de sais, compostos orgânicos dissolvidos, cor e subprodutos da desinfecção ou percursores de subprodutos da desinfecção (Taylor, 1989; Dore, 2005).

O modo de operação deste processo é semelhante à osmose inversa, excepto que na nanofiltração as pressões aplicadas são mais baixas o que permite menores gastos energéticos, maior dimensão dos poros das membranas e uma taxa de recuperação superior à osmose inversa (Taylor, 1989; Younos, 2005).

Na solução de tratamento parcial do caudal através de nanofiltração, devido às características e dimensões das partículas retidas por este tipo de tecnologia, previu-se a

recarbonatação da água tratada, para que se efectuasse um abastecimento público de qualidade.

O esquema de recarbonatação proposto consiste numa câmara de mistura rápida onde é efectuada a adição de hidróxido de cálcio, seguindo-se um tanque de recarbonatação onde se efectua a aplicação de dióxido de carbono gasoso, sucedendo por fim a filtração e desinfecção. Devido às diferenças entre as duas linhas objecto de estudo, verificam-se também ligeiras divergências nas características associadas à recarbonatação entre os casos de estudo (Quadro 6.7).

Quadro 6.7 – Parâmetros de avaliação dos processos e operações associados à recarbonatação aplicada na nanofiltração (Gumerman *et al.*, 1979)

Sistema de tratamento	Processos e operações unitários		ETA de Monte Novo	ETA do Roxo
Nanofiltração	**Mistura rápida mecânica**			
			t_m – 40 s G – 900 s^{-1}	t_m – 40 s G – 900 s^{-1}
		Hidróxido de cálcio, $Ca(OH)_2$	Dosagem – 14,8 mg/L	Dosagem – 14,8 mg/L
	Tanque de recarbonatação			
			t_r – 5 min	t_r – 5 min
		Dióxido de carbono (gasoso)	Dosagem – 17,6 mg/L	Dosagem – 17,6 mg/L
	Filtração			
			t_f – 16 m^3/m^2.h	t_f – 16 m^3/m^2.h
		Lavagem	Velocidade – 12 m^3/m^2.h Tempo – 15 min Volume – 19 m^3/dia	Velocidade – 12 m^3/m^2.h Tempo – 15 min Volume – 23 m^3/dia
	Desinfecção			
			t_r – 30 min	t_r – 30 min
		Cloro líquido, Cl_2	Dosagem – 3 mg/L	
		Dióxido de cloro, ClO_2		Dosagem – 3 mg/L

6.5.2 Reabilitação de Sistemas de Tratamento Não Convencionais por Osmose Inversa

A osmose é um fenómeno natural que consiste na passagem de um solvente através de uma membrana semipermeável que separa dois meio com diferentes concentrações de soluto, sendo que a passagem do solvente permite igualar as concentrações entre os dois meios.

Para se inverter o processo de osmose, ou seja, para se obter um processo de osmose inversa é necessário aplicar-se uma diferença de pressão contrária e superior à diferença de pressão osmótica, de modo a que haja uma separação entre os dois meios do soluto e do solvente (Ho e Sirkar, 1992; Pervov *et al.*, 2000).

A dessalinização foi a primeira aplicação do processo de osmose inversa no tratamento de águas, devendo-se este facto aos trabalhos desenvolvidos por Reid e Berton nos anos 50, onde observaram propriedades de dessalinização de água através de membranas de acetato de celulose (Reid e Berton, 1959).

As membranas de osmose inversa são anisotrópicas, densas e sem poros, permitindo a retenção de solutos de baixa massa molecular como sais inorgânicos ou pequenas moléculas orgânicas (Habert *et al.*, 1997; Pervov *et al.*, 2000).

À semelhança da solução de nanofiltração, na solução de tratamento parcial do caudal através de osmose inversa também se previu a recarbonatação da água tratada, sendo a sequência de processos e operações de recarbonatação idênticos, variando apenas algumas características quer entre as duas tecnologias abordadas, quer entre os dois casos objecto de estudo (Quadro 6.8).

Quadro 6.8 – Parâmetros de avaliação dos processos e operações associados à recarbonatação aplicada na osmose inversa (Gumerman *et al.*, 1979)

Sistema de tratamento	**Processos e operações unitários**	**ETA de Monte Novo**	**ETA do Roxo**
	Mistura rápida mecânica		
		t_m – 40 s G – 900 s^{-1}	t_m – 40 s G – 900 s^{-1}
	Hidróxido de cálcio, $Ca(OH)_2$	Dosagem – 37 mg/L	Dosagem – 37 mg/L
	Tanque de recarbonatação		
		t_r – 5 min	t_r – 5 min
	Dióxido de carbono (gasoso)	Dosagem – 44 mg/L	Dosagem – 44 mg/L
Osmose Inversa	**Filtração**		
		t_f – 16 $m^3/m^2.h$	t_f – 16 $m^3/m^2.h$
	Lavagem	Velocidade – 12 $m^3/m^2.h$ Tempo – 15 min Volume – 3,5 m^3/dia	Velocidade – 12 $m^3/m^2.h$ Tempo – 15 min Volume – 8,5 m^3/dia
	Desinfecção		
		t_r – 30 min	t_r – 30 min
	Cloro líquido, Cl_2	Dosagem – 3 mg/L	
	Dióxido de cloro, ClO_2		Dosagem – 3 mg/L

6.6 Reabilitação de Sistemas de Tratamento de Águas Residuais

A última solução prevista na presente dissertação consiste na reabilitação de sistemas de tratamento de águas residuais, presentes nas bacias hidrográficas estudadas, com o objectivo de melhorar a qualidade da água das albufeiras e manter as linhas de tratamento de águas existentes.

As diversas actividades antropogénicas presentes nas bacias hidrográficas estudadas geram efluentes cujo destino final adequado são ETAR's. Estas infra-estruturas são especificamente concebidas para o tratamento de águas residuais, de modo a promover a protecção da Saúde Pública e dos recursos hídricos (APDA, 2007).

Este tipo de efluentes deve ser sujeito a tratamento antes de chegar no meio hídrico receptor natural, por estes efluentes serem um meio propício ao desenvolvimento de microrganismos patogénicos e por os meios receptores serem muitas vezes utilizados para captação de água para consumo humano, para fins balneares e de recreio e lazer. O não tratamento ou o tratamento inadequado destes efluentes pode potenciar problemas de segurança e Saúde Pública (Metcalf e Eddy, 2003)

Outra problemática associada à emissão de águas residuais directamente no meio receptor sem qualquer tipo tratamento, encontra-se relacionado com os compostos presentes nestes efluentes. As águas residuais caracterizam-se por terem elevadas concentrações de nutrientes percursores de fenómenos de eutrofização nas massas de água, compostos tóxicos potencialmente cancerígenos e mutagénicos e metais pesados bioacumuláveis ao logo da cadeia trófica (Metcalf e Eddy, 2003).

Contudo na projecção de um sistema de tratamento de águas residuais deve-se atender especificamente ao tipo de água residual, caudal e restrições do meio receptor, de forma a definir a linha de tratamento, dimensão de órgãos e equipamentos, eficiências pretendidas e a necessidade de tratamentos específicos para a remoção de alguns poluentes em particular. Deste modo, actualmente para o processamento das águas residuais admitem-se quatro níveis de tratamento, sendo estes o tratamento preliminar, primário, secundário e terciário.

O tratamento preliminar em ETAR consiste numa operação física de remoção de sólidos de maiores dimensões, flutuantes, sedimentáveis e gorduras. Esta remoção pode ser efectuada através de grades ou tamisadores, sendo que os sólidos sedimentáveis e as gorduras normalmente são extraídos em canais próprios, a jusante da operação de gradagem, onde são estabelecidas as condições de agitação, arejamento e velocidade favoráveis para a sua remoção. O principal objectivo do tratamento preliminar é proteger de desgaste os órgãos e

equipamentos a jusante na linha de tratamento e evitar obstruções, para prolongar a vida útil do sistema e evitar perdas de eficiências nas operações e processos seguintes na linha de tratamento.

O tratamento primário, consiste na operação física de separação da fase sólida da fase líquida através da operação de sedimentação, normalmente discreta, dado que as partículas que se pretendem remover nesta etapa são sólidos suspensos que apresentam velocidade de sedimentação constante e não havendo interacção entre partículas (Metcalf e Eddy, 2003; Arvin *et al.*, 2001). Contudo, em alguns casos, no tratamento primário a decantação pode ser instigada pela adição de agentes químicos que promovem a formação de flocos de maiores dimensões e mais facilmente sedimentáveis. Nesta etapa de tratamento de águas residuais pode-se observar a uma eficiência na remoção de carga orgânica entre os 30 e 40% (Metcalf e Eddy, 2003)

No que se refere ao tratamento secundário, este é constituído por uma fase de tratamento de biológico onde a matéria orgânica solúvel é assimilada pela biomassa presente, seguido por uma operação de sedimentação onde os flocos biológicos formados são decantados. Os sistemas de tratamento biológico podem ser de biomassa fixa, suspensa ou em sistemas de lagoas, operando os dois primeiros normalmente em condições de aerobiose e sendo os sistemas de lagoas caracterizado por poderem formar zonas de anaerobiose. Nesta fase de tratamento, as eficiências de remoção pode atingir 95% (Metcalf e Eddy, 2003; Arvin *et al.*, 2001).

Relativamente ao tratamento terciário ou também denominado de afinação, pode ser efectuado através de filtração, osmose inversa, remoção de nutrientes e desinfecção, destacando-se este último. A desinfecção de águas residuais pode ter lugar, entre outros processos, através de cloragem, ozonização, radiação ultravioleta, devendo estes processos ser aplicados consoante as especificidades da linha de tratamento e restrições do meio receptores. Com esta desinfecção final reduz-se os impactes gerados no meio receptor principalmente em termos de actividade de microrganismos patogénicos, para além de possibilitar a reutilização desta água tratada para consumo interno da ETAR ou outros fins similares (APDA, 2007).

No que se refere à solução da redução das cargas afluentes às massas de água, através das reabilitações das ETAR's implantadas, mantendo as ETA's existentes, surgiu inicialmente a necessidade de estabelecer os limites de descarga dos efluentes dos sistemas de tratamento de águas residuais primário, secundário e terciário, para o parâmetro estudado. Desta forma assumiu-se como pressuposto que os limites de

descargas destes tipos de tratamento eram respectivamente 140, 20 e 7 mg $O_2.L^{-1}$ (Almeida, 2005).

Para cada bacia hidrográfica identificaram-se as fontes de poluição pontuais presentes, dimensão e tipo de tratamento aplicado (Quadro 6.9 e 6.10).

Quadro 6.9 – Fontes de poluição pontual da bacia hidrográfica de Monte Novo (CCDR-A, 1999)

Actividade	Tipo	Tipo de tratamento	Dimensão
Suinicultura	Multiplicação Engorda	Sistema de retenção	80 (cabeças) 80 (cabeças)
Bovinicultura	Produção leite	Sistema de retenção	50 (cabeças)
Bovinicultura	Produção leite	Sistema de retenção	45 (cabeças)
Bovinicultura	Produção leite	Sistema de retenção	45 (cabeças)
Urbana	Efluente final	Fossa séptica com poço absorvente	220 (habitantes)
Lagar	Tradicional	Sistema de retenção	14-15 (ton/dia)
Bovinicultura	Produção leite	Sistema de retenção	250 (cabeças)
Curtumes	Tradicional	Pré-tratamento	23 ton/ano
Urbana	Efluente final	Lamas activadas	1137 (habitantes)
Suinicultura	Multiplicação Engorda	Sistema de retenção	36 (cabeças) 45 (cabeças)
Suinicultura	Multiplicação Engorda	Sistema de retenção	27 (cabeças) 35 (cabeças)

Quadro 6.10 – Fontes de poluição pontual da bacia hidrográfica do Roxo (CCDR-A, 1999)

Actividade	Tipo	Tipo de tratamento	Dimensão
Urbana	Efluente final	Fossa séptica com trincheiras filtrantes	106 (habitantes)
Urbana	Efluente final	Fossa séptica	18 (habitantes)
Urbana	Efluente final	Lagoas de estabilização	596 (habitantes)
Urbana	Efluente final	Lagoas de estabilização	1565 (habitantes)
Urbana	Efluente final	Fossa séptica	134 (habitantes)
Urbana	Efluente final	Lagoas de estabilização	400 (habitantes)
Suinicultura	Multiplicação	Sistema de retenção	80 (cabeças)
Bovinicultura e Suinicultura	Produção de carne Produção de leite Multiplicação Engorda	Lagoas de estabilização	63 (cabeças) 50 (cabeças) 100 (cabeças) 150 (cabeças)
Urbana	Efluente final	Lagoas de estabilização	1210 (habitantes)
Urbana	Efluente final	Lagoas de estabilização	25000 (habitantes)

Face às infra-estruturas existentes, seleccionou-se em cada uma das bacias hidrográficas o sistema de tratamento ao qual seria aplicada a reabilitação. Assim, o sistema de tratamento sujeito a reabilitação na albufeira de Monte Novo é o sistema por lamas activadas, e no Roxo o sistema por lagoas de estabilização. Uma vez que ambos são tratamento secundário, as reabilitações a implementar são para tratamentos terciários.

7 RESULTADOS

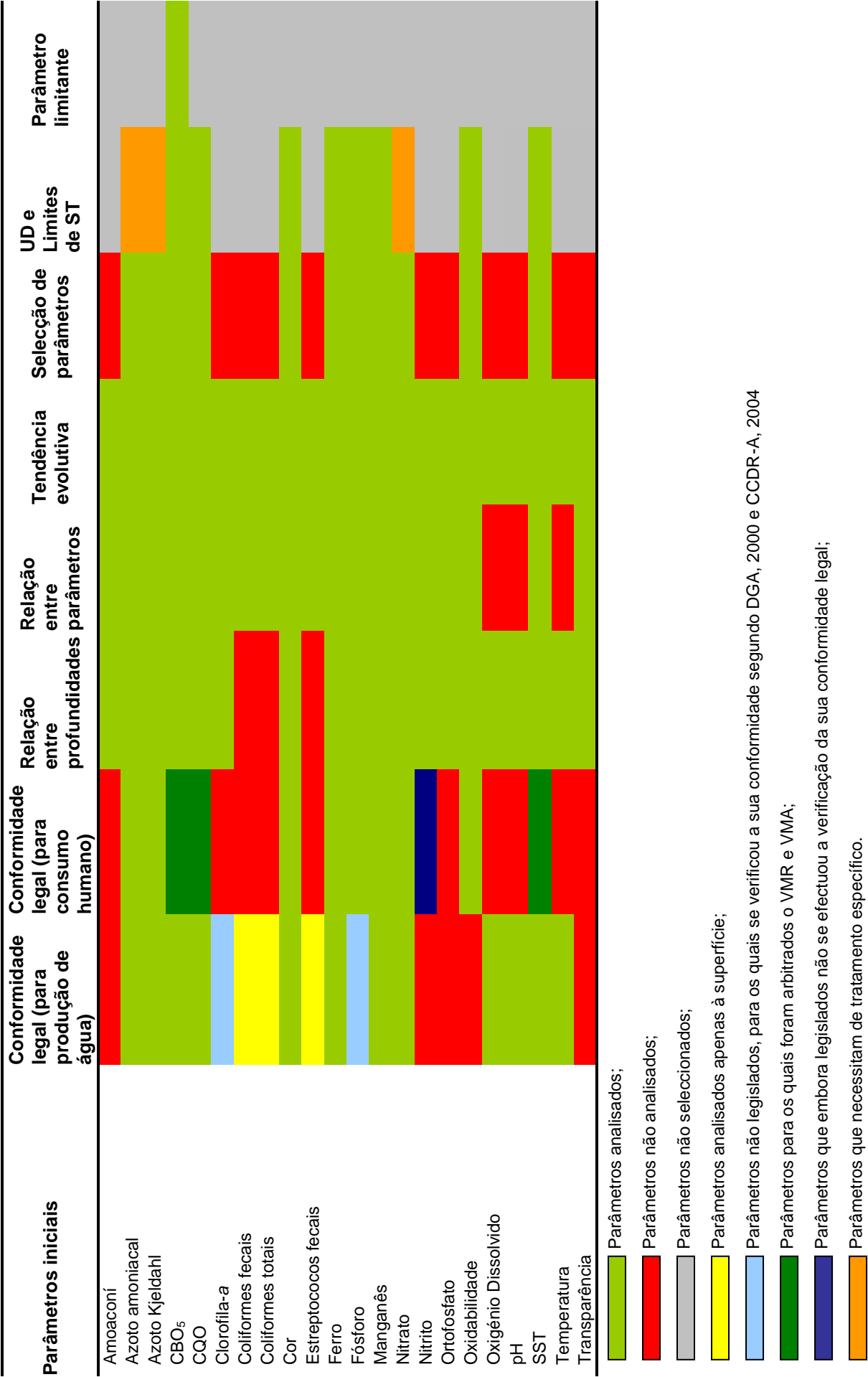
Para a realização do presente trabalho, procedeu-se à selecção de parâmetros de qualidade da água, de forma a restringir o âmbito de estudo e cumprir os objectivos propostos.

No Quadro 7.1, apresentam-se os parâmetros seleccionados, bem como o número de amostras analisadas e as diferentes profundidades existentes nos dois casos de estudo, no período de 7 anos hidrológicos, de 1 de Outubro de 1999 a 30 de Setembro de 2006. Verifica-se, contudo, que para os parâmetros microbiológicos, as análises de qualidade apenas foram efectuadas à superfície das massas de água.

Quadro 7.1 – Parâmetros seleccionados e respectivo número de amostras analisadas

Parâmetros seleccionados	**Unidades**	**Número de amostras**					
		Fundo		**Meio**		**Superfície**	
		Monte Novo	Roxo	Monte Novo	Roxo	Monte Novo	Roxo
Amoníaco	mg/L NH_3	67	57	66	56	84	78
Azoto amoniacal	mg/L NH_4	75	62	75	61	83	80
Azoto Kjeldahl	mg/L N	39	31	39	31	42	42
CBO_5	mg/L O_2	64	62	64	62	74	74
CQO	mg/L O_2	67	64	67	63	75	74
Clorofila-*a*	µg/L	39	35	41	35	73	100
Coliformes fecais	NMP/100 mL	0	0	0	0	83	84
Coliformes totais	NMP/100 mL	0	0	0	0	84	83
Cor	mg/L, escala PtCo	64	53	63	54	74	72
Estreptococos fecais	NMP/100 mL	0	0	0	0	40	43
Ferro	mg/L Fe	38	31	38	30	42	43
Fósforo	mg/L P_2O_5	62	50	61	48	84	83
Manganês	mg/L Mn	39	31	39	30	42	43
Nitrato	mg/L NO_3	75	62	75	62	84	82
Nitrito	mg/L NO_2	62	50	62	49	84	83
Ortofosfato	mg/L P_2O_5	75	63	75	63	84	82
Oxidabilidade	mg/L O_2	75	63	74	63	84	147
Oxigénio dissolvido	% saturação de O_2	63	46	62	46	75	93
pH	-	44	14	43	15	55	68
SST	mg/L	75	63	75	64	84	84
Temperatura	ºC	62	47	62	46	81	96
Transparência	m	4	13	5	17	65	55

Com estes parâmetros, concebeu-se um cronograma (Quadro 7.2), onde é possível observar quais os parâmetros que foram analisados em cada fase do trabalho, a selecção intermédia de parâmetros para o cálculo dos limites de ST e o parâmetro limitante para ambos os casos de estudo. Paralelamente, também é possível constatar as ressalvas deste estudo, relacionadas com as conformidades legais, análises efectuadas apenas a uma profundidade e parâmetros que necessitam de tratamento específico.

Quadro 7.2 – Cronograma de análise dos dados seleccionados

Segundo a sequência apresentada no cronograma, executou-se primeiramente a análise gráfica das amostras dos diferentes parâmetros apresentadas no Quadro 7.1 (Anexo I – Figuras A.1 a A.44), tendo-se procedido de seguida à verificação das conformidades legais quer das massas de água, quer das águas para abastecimento público.

Relativamente à qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano, apresentam-se as frequências de amostragem e os VMR e VMA das três classes de água, para os parâmetros analisados (Quadro 7.3).

Quadro 7.3 – Limites legais de qualidade das águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano

Parâmetros seleccionados	**Frequência de amostragem**	**A1**		**A2**		**A3**	
		VMR	**VMA**	**VMR**	**VMA**	**VMR**	**VMA**
Amoníaco (mg/L NH_3)							
Azoto amoniacal (mg/L NH_4)	G1	0,05		1	1,5	2	4
Azoto Kjeldahl (mg/L N)	G2	1		2		3	
CBO_5 (mg/L O_2)	G1	3		5		7	
CQO (mg/L O_2)	G1					30	
Clorofila-*a* (µg/L)			1		2,5		10
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	G1	20		2000		20000	
Coliformes totais (NMP/100 mL)	G1	50		5000		50000	
Cor (mg/L, escala PtCo)	G1	10	20	50	100	50	200
Estreptococos fecais (NMP/100 mL)	G2	20		1000		10000	
Ferro (mg/L Fe)	G2	0,1	0,3	1	2	1	
Fósforo (mg/L P_2O_5)		0,004	0,004		0,01		0,035
Manganês (mg/L Mn)	G2	0,05		0,1		1	
Nitrato (mg/L NO_3)	G1	25	50		50		50
Nitrito (mg/L NO_2)							
Ortofosfato (mg/L P_2O_5)							
Oxidabilidade (mg/L O_2)							
Oxigénio dissolvido (% saturação de O_2)	G1	70		50		30	
pH	G1	6,5 – 8,5		5,5 – 9		5,5 – 9	
SST (mg/L)	G1	25					
Temperatura (Cº)	G1	22	25	22	25	22	25
Transparência (m)							

Desta forma foi possível efectuar a conformidade legal da qualidade das massas de água de Monte Novo e do Roxo. Esta análise realizou-se para as diferentes profundidades observadas em cada caso de estudo, tendo-se averiguado a classificação de cada parâmetro para cada ano hidrológico (Anexo I – Quadros A.1 a A.6) e obtendo-se a classificação final das massas de água em estudo (Quadro 7.4).

É de referir que nesta análise os parâmetros microbiológicos apenas apresentavam dados para o nível de amostragem mais superficial e que relativamente aos parâmetros clorofila-*a* e fósforo, embora não haja valores limites legislados, consideraram-se como valores limites, os correspondentes aos diferentes estados tróficos que as massas de água podem

apresentar. Por outro lado, constatou-se de forma genérica que as frequências de amostragem realizadas não se encontravam de acordo com o legislado.

Quadro 7.4 – Classificação das massas de água, para os diferentes níveis de profundidade

Ano	**Monte Novo**			**Roxo**		
	Fundo	**Meio**	**Superfície**	**Fundo**	**Meio**	**Superfície**
99/00	>A3	A3	>A3	>A3	A3	>A3
00/01	>A3	>A3	>A3	>A3	>A3	>A3
01/02	>A3	>A3	>A3	>A3	A3	>A3
02/03	>A3	>A3	>A3	>A3	>A3	>A3
03/04	>A3	>A3	>A3	>A3	>A3	>A3
04/05	>A3	>A3	>A3	>A3	>A3	>A3
05/06	>A3	>A3	>A3			>A3

Este último quadro permite aferir que ambas as massas de água apresentam globalmente uma classificação de qualidade inferior a A3. Contudo observou-se a classificação de A3 na profundidade de meio no ano hidrológico de 1999/2000 em ambos os casos e no ano de 2001/2002 no Roxo. Constatou-se também que para o ano hidrológico de 2005/2006, na albufeira do Roxo apenas se efectuaram análises de qualidade no nível superior da massa de água.

No que respeita à verificação da conformidade legal da qualidade da água para consumo humano, procedeu-se inicialmente à apresentação das frequências de amostragem, VMR e VMA, para os parâmetros em análise (Quadro 7.5). Importa salvaguardar que o caso do parâmetro nitrito o seu VMA foi alterado por um valor paramétrico através da nova legislação em vigor e que para os parâmetros CBO_5, CQO e SST, por inexistência dos seus valores limites, estes foram estipulados (Almeida, 2005).

Porém para a obtenção da qualidade da água após tratamento, por inexistência destes dados e das eficiências de remoções dos órgãos e processos associados aos dois casos de estudo analisados, aplicou-se a metodologia das percentagens de remoções teóricas. Esta metodologia estabelece para cada parâmetro percentagens de remoção teórica, estando estas percentagens inerentes a intervalos de aplicação (Almeida, 2005), (Quadro 7.6). A excepção da verificação da conformidade legal para água para consumo humano é o parâmetro nitrito, por este parâmetro não ser contemplado na metodologia aplicada.

Quadro 7.5 – Limites legais de qualidade água para consumo

Parâmetros seleccionados	**Frequência de amostragem**	**VMR**	**VMA**
Amoníaco (mg/L NH_3)			
Azoto amoniacal (mg/L NH_4)	G2	0,05	0,5
Azoto Kjeldahl (mg/L N)	G3		1
CBO_5 (mg/L O_2)		1	
CQO (mg/L O_2)		2	3
Clorofila-*a* (µg/L)			
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	G1	20	
Coliformes totais (NMP/100 mL)	G1	50	
Cor (mg/L, escala PtCo)		1	20
Estreptococos fecais (NMP/100 mL)	G2	20	
Ferro (mg/L Fe)	G3	0,05	0,2
Fósforo (mg/L P_2O_5)	G3	0,4	5
Manganês (mg/L Mn)	G3	0,02	0,05
Nitrato (mg/L NO_3)	G2	25	50
Nitrito (mg/L NO_2)	G2	0,5	
Ortofosfato (mg/L P_2O_5)			
Oxidabilidade (mg/L O_2)	G1	2	5
Oxigénio dissolvido (% saturação de O_2)			
pH	G2	6,5 - 8,5	9,5
SST (mg/L)	G3	1	
Temperatura (Cº)	G2	12	25
Transparência (m)			

Quadro 7.6 – Percentagem de remoção de cada parâmetro, por intervalo de aplicação

Parâmetros	**Intervalo de aplicação**	**Percentagem de remoção (%)**
Azoto amoniacal (mg/L NH_3)	[0;4[	0
Azoto Kjeldahl (mg/L NH_4)	[0;4[	30
CBO_5 (mg/L O_2)	[0;7[	50
CQO (mg/L O_2)	[0;30[	50
Cor (mg/L, escala PtCo)	[0;200[	100
Ferro (mg/L Fe)	[0;0,3[	90
	[0,3;5[	95
	>5	≈100
Fósforo (mg/L P_2O_5)	[0;0,4[	77,5
	[0,4;10[	≈100
Manganês (mg/L Mn)	[0;0,1[	90
	[0,1;1[	95
	>1	≈100
Nitrato (mg/L NO_3)	[0;50[	0
Oxidabilidade (mg/L O_2)	[0;3[	70
	[3;20[	75
SST (mg/L)	[0;1[	100
	[1;300[	≈100

Com a aplicação das percentagens de remoção teóricas, obteve-se a qualidade da água para consumo humano em cada linha de tratamento. Através destes resultados procedeu-se à verificação da conformidade legal da água para consumo humano, nos dois casos de estudo, pela constatação das ultrapassagens dos valores legais nos três níveis de amostragem, para os vários parâmetros, nos diferentes anos hidrológicos (Anexo I – Quadro A.7 e A.8). Deste modo, obtiveram-se os parâmetros que apresentavam excedências dos valores legislados, no período considerado (Quadro 7.7).

Quadro 7.7 – Ultrapassagens dos limites legislados para consumo humano, por parâmetro

Parâmetros	**Profundidade**	**Monte Novo**		**Roxo**	
		VMR	**VMA**	**VMR**	**VMA**
Azoto amoniacal ($mg/L\ NH_4$)	Fundo	49	13	31	0
	Meio	48	3	30	1
	Superfície	54	3	48	1
Azoto Kjeldahl (mg/L N)	Fundo		9		3
	Meio		8		3
	Superfície		10		5
CBO_5 ($mg/L\ O_2$)	Fundo	51		49	
	Meio	53		48	
	Superfície	64		59	
CQO ($mg/L\ O_2$)	Fundo	0	67	0	64
	Meio	0	67	0	63
	Superfície	0	75	0	74
Cor (mg/L, escala PtCo)	Fundo	0	0	0	0
	Meio	0	0	0	0
	Superfície	0	0	0	0
Ferro (mg/L Fe)	Fundo	8	0	1	0
	Meio	2	0	0	0
	Superfície	3	0	0	0
Fósforo ($mg/L\ P_2O_5$)	Fundo	0	0	0	0
	Meio	0	0	0	0
	Superfície	0	0	0	0
Manganês (mg/L Mn)	Fundo	5	0	0	0
	Meio	2	0	0	0
	Superfície	1	0	0	0
Nitrato ($mg/L\ NO_3$)	Fundo	0	0	0	0
	Meio	0	1	0	0
	Superfície	0	0	0	0
Oxidabilidade ($mg/L\ O_2$)	Fundo	23	0	3	0
	Meio	21	0	2	0
	Superfície	20	0	7	0
SST (mg/L)	Fundo	0		0	
	Meio	0		0	
	Superfície	0		0	

Pela verificação da conformidade legal da água para consumo humano, constatou-se que os parâmetros que ultrapassam os limites legais em ambos os casos de estudo foram os

parâmetros relacionados com a matéria orgânica (CBO_5, CQO e oxidabilidade) e azoto (azoto amoniacal e azoto Kjeldahl).

No que se refere ao caso de estudo de Monte Novo verificaram-se também excedências nos parâmetros ferro e manganês e uma única no parâmetro nitrato. Por outro lado, relativamente ao Roxo, além dos parâmetros já mencionados, apenas se observou uma ultrapassagem no parâmetro ferro.

Após a verificação da conformidade legal da água para produção de água para consumo humano e água para consumo humano das albufeiras em estudo, efectuou-se o estudo de possíveis relações entre as diferentes profundidades das massas de água e entre alguns parâmetros.

Relativamente às possíveis relações existentes entre profundidades sucessivas aplicou-se inicialmente a metodologia dos coeficientes de determinação, tendo-se ajustado regressões lineares para cada parâmetro a cada duas profundidades sucessivas, e obtendo-se os diferentes R^2 (Anexo I – Quadro A.9 e A.10).

No caso de estudo de Monte Novo, segundo o pressuposto imposto para este tipo de análise, constatou-se que para ambos os pares de profundidades sucessivas os parâmetros clorofila-*a*, cor, temperatura e transparência apresentam R^2 que permitem efectuar estimativas, salvaguardando-se contudo o caso da transparência que apresenta um número extremamente baixo de amostras. Relativamente ainda a este caso de estudo, observou-se que os parâmetros azoto amoniacal, nitrito e SST revelam também R^2 superiores a 0,75, para a relação entre as profundidades de meio e superfície (Figura 7.1).

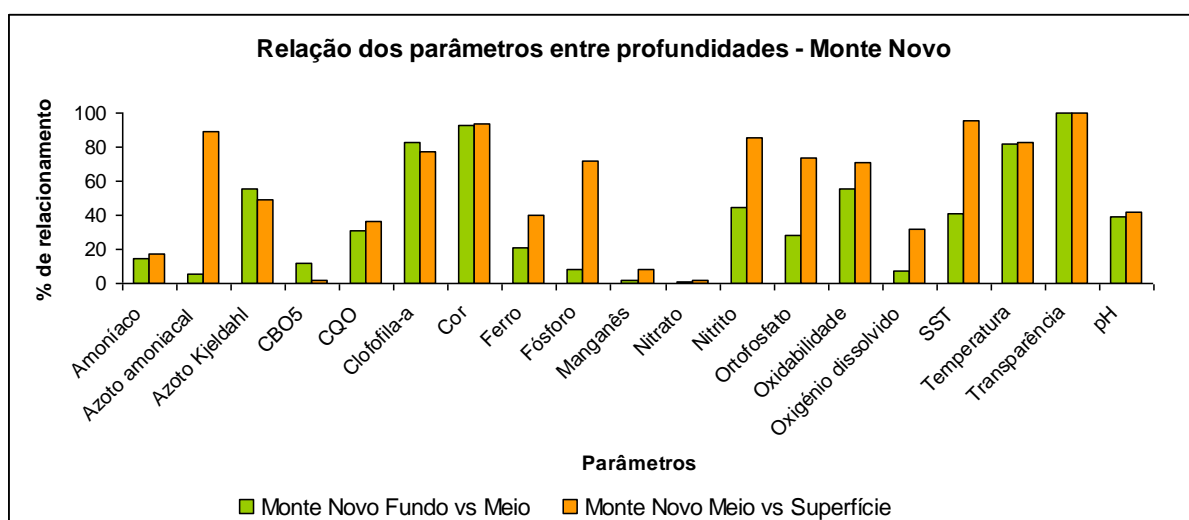



Figura 7.1 – Relação dos parâmetros entre profundidades, Monte Novo

Por outro lado, através da análise efectuada através das correlações de Pearson e dos pressupostos assumidos, verificou-se a corroboração dos resultados dos coeficientes de determinação, exceptuando-se o caso da transparência, devido ao reduzido número de amostras observadas. Contudo, através da aplicação deste tipo de metodologia averiguou-se que os parâmetros fósforo, nitrato, ortofosfato e oxidabilidade também apresentam correlações passíveis de efectuarem estimativas, no que se refere às relações entre as profundidades de meio e superfície (Anexo I – Quadro A.11 a A.29).

Relativamente ao caso de estudo do Roxo, procedeu-se de forma análoga, tendo-se verificado que os parâmetros que apresentavam R^2 superiores a 0,75 para ambos os pares de profundidades sucessivas foram CBO_5, clorofila-*a*, cor, nitrato, nitrito, oxigénio dissolvido, temperatura e transparência, destacando-se porém a escassez de amostras relativamente ao parâmetro transparência. Realça-se também os resultados obtidos para o parâmetro azoto Kjeldahl, para a relação entre as profundidades de fundo e meio e dos parâmetros manganês e pH, para a relação entre as profundidades de meio e superfície, por apresentarem R^2 passíveis de efectuarem estimativas (Figura 7.2).

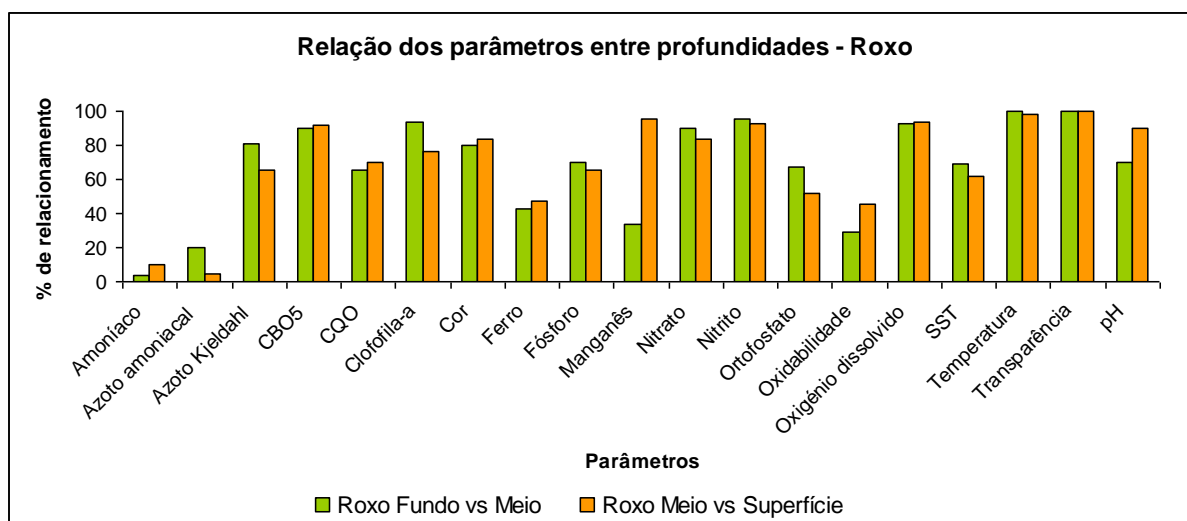



Figura 7.2 – Relação dos parâmetros entre profundidades, Roxo

No que se refere às correlações de Pearson efectuadas para este caso de estudo, averiguou-se que estas confirmam os resultados obtidos através da metodologia dos coeficientes de determinação, exceptuando-se o parâmetro transparência que apenas é corroborado pelas correlações de Pearson para a relação entre as profundidades de meio e superfície. Esta análise revelou também correlações de Pearson que permitem efectuar estimativas para os parâmetros azoto Kjeldahl, CQO, fósforo e SST para ambos os pares de profundidades sucessivas, manganês e pH para a relação entre as profundidades de meio e

superfície e ortofosfato para e relação entre as profundidades de fundo e meio (Anexo I – Quadro A.30 a A.48).

Importa referir que na análise das relações entre profundidades, não foram consideradas as sazonalidades associadas aos fenómenos de estratificação ou recirculação da água.

Posteriormente à verificação das possíveis relações entre as diferentes profundidades de captação observadas nos casos de estudo, procedeu-se de forma semelhante para constatar possíveis relações existentes entre diferentes parâmetros a uma mesma profundidade.

Deste modo, para se proceder à aplicação da metodologia dos coeficientes de determinação, procedeu-se ao ajuste de regressões lineares para cada dois parâmetros a uma mesma profundidade, aferindo assim os diferentes R^2 (Anexo I – Quadro A.49 e A.50).

Através dos R^2 obtidos e dos pressupostos impostos para este tipo de análise, observa-se no caso de estudo de Monte Novo, que apenas a correlação entre a clorofila-*a* e a transparência nos níveis de profundidade de fundo e meio apresentam R^2 passíveis de efectuarem estimativas. Contudo este facto deveu-se essencialmente à escassez de amostras para o parâmetro transparência (Figura 7.3).

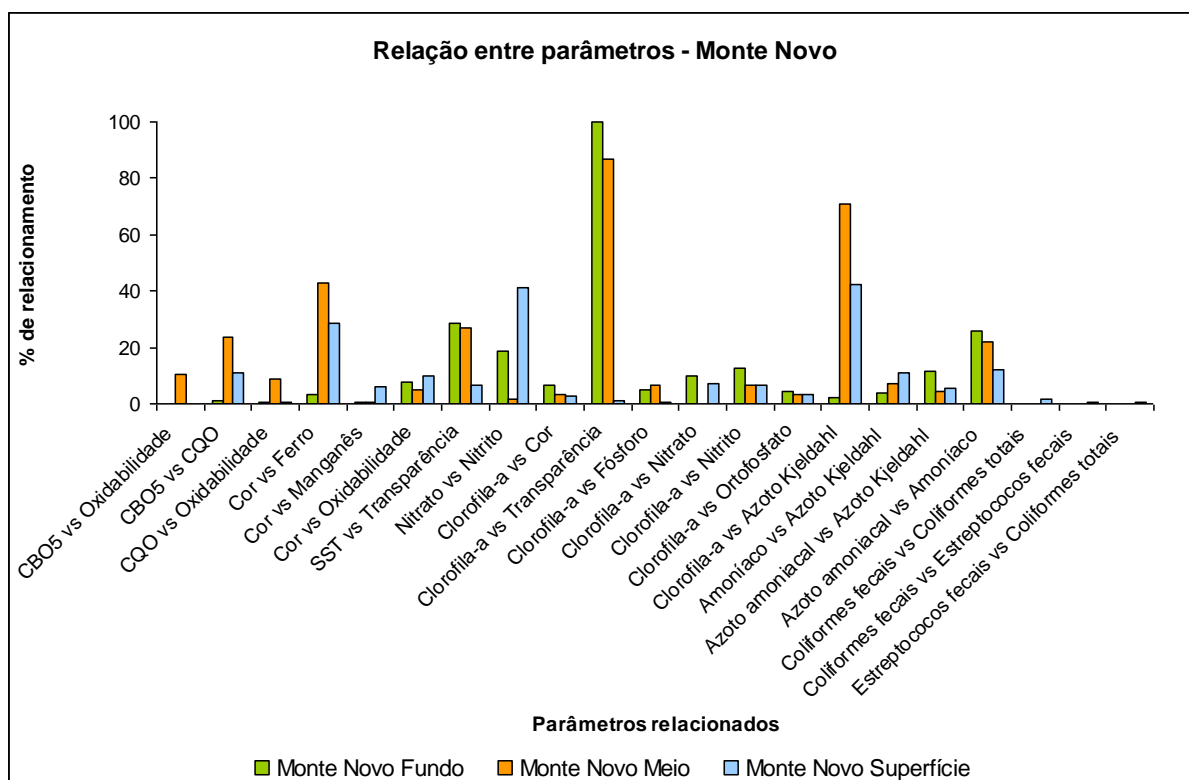



Figura 7.3 – Relação entre parâmetros, Monte Novo

No entanto, através da análise das correlações de Pearson e dos pressupostos impostos a este tipo de análise, verificou-se neste caso de estudo para o nível de profundidade intermédio a relação entre os parâmetros azoto Kjeldahl e clorofila-a, cor e ortofosfato, fósforo e SST, e ortofosfato e SST e para o nível de profundidade superior a relação entre os parâmetros fósforo e ortofosfato, e ortofosfato e SST, apresentam correlações que permitem efectuar estimativas (Anexo I – Quadro A.51 e A.53)

Por outro lado, em relação ao caso de estudo do Roxo, verificou-se através da aplicação da metodologia dos coeficientes de determinação, que nenhum dos pares de parâmetros analisados para as diferentes profundidades apresentou R^2 susceptíveis de efectuarem estimativas (Figura 7.4).

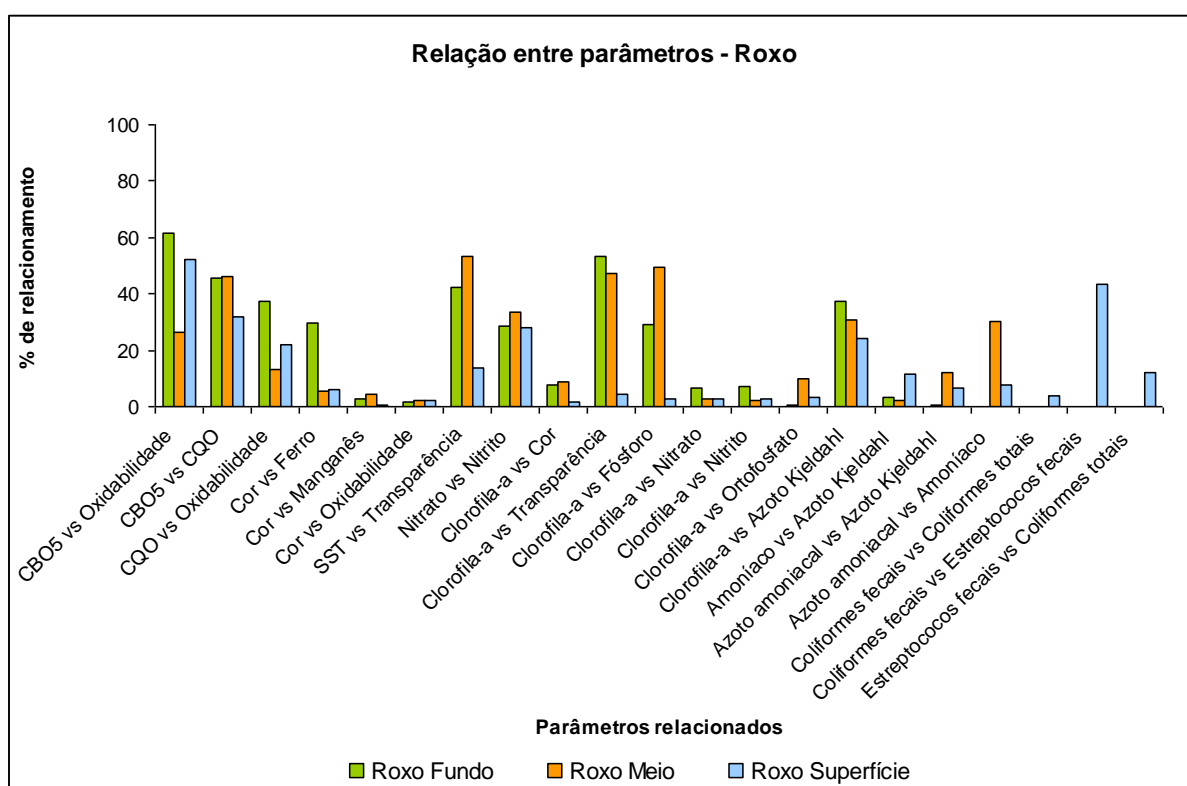



Figura 7.4 – Relação entre parâmetros, Roxo

Contudo, através das correlações de Pearson aplicadas aos dados deste caso de estudo, constataram-se coeficientes de correlação de Pearson superiores a 0,75. Este facto verificou-se no nível inferior nas relações entre CBO_5 e clorofila-*a*, CBO_5 e oxidabilidade, e CQO e clorofila-*a*, no nível intermédio nas relações da clorofila-*a* com CBO_5, oxidabilidade e SST, e no nível de superfície na relação entre o azoto amoniacal e clorofila-*a* (Anexo I – Quadro A.54 e A.56).

Após a obtenção dos resultados das relações entre as diferentes profundidades e parâmetros, verificou-se a tendência evolutiva dos parâmetros (Anexo I – Figuras A.45 a A.88). Este procedimento efectuou-se com o objectivo de constatar o comportamento dos diferentes parâmetros ao logo da série temporal observada e se efectuar o seu cruzamento com os limites dos sistemas de tratamento do parâmetro limitante das linhas de tratamento, a fim de se perspectivar o horizonte projecto para possíveis reabilitações das linhas de tratamento estudadas, mantendo os sistemas de tratamento convencionais.

Na sequência deste estudo, procedeu-se de seguida à aplicação da metodologia dos limites dos sistemas de tratamento, incluindo o cálculo das unidades de domínio.

Todavia para se aplicarem estas metodologias, houve a necessidade de efectuar uma selecção de parâmetros (Quadro 7.2). Dos parâmetros seleccionados verificou-se que os parâmetros azoto amoniacal, azoto Kjeldahl e nitrato, embora satisfizessem os pressupostos impostos segundo a metodologia dos ST, estes parâmetros para concentrações iguais ao legislado para os respectivos VMA necessitam de tratamentos específicos, tratamentos esse que não são objecto de estudo no referido trabalho (Almeida, 2005). Por outro lado, para os parâmetros como o CBO_5, CQO e SST, para os quais se admitiram valores limites para a verificação da conformidade legal da água para consumo humano, mantiveram-se esses valores estipulados, sendo que na ausência de VMA, como é o caso dos parâmetros CBO_5 e SST, assumiu-se o VMR respectivo.

Deste modo, para os parâmetros seleccionados calculou-se as unidades de domínio, correspondendo uma unidade de domínio de um dado parâmetro ao seu VMA legislado para águas para consumo humano. As concentrações equivalentes para uma unidade de domínio, para os diferentes parâmetros seleccionado encontram-se no Quadro 7.8:

Quadro 7.8 – Valores de concentração por parâmetro de qualidade correspondentes a 1 UD (Almeida, 2005)

Parâmetros	**Concentração (mg/L)**
CBO_5	1
CQO	3
Cor	20
Ferro	0,2
Fósforo	5
Manganês	0,05
Oxidabilidade	5
SST	1

Paralelamente ao cálculo das UD, aplicou-se a metodologia dos limites dos ST que estabelece para esquemas de tratamento convencionais limites máximo teóricos de

tratamento por parâmetro, o que permite constatar as limitações de linhas de tratamento através da qualidade das massas de água. Desta forma foi possível verificar os limites dos diferentes ST para os parâmetros analisados em concentração e UD (Quadro 7.9).

Quadro 7.9 – Limites dos sistemas de tratamento por parâmetros de qualidade (Almeida, 2005)

Parâmetros	**Limites dos sistemas de tratamento (mg/L – UD)**							
	ST1	**ST2**	**ST3**	**ST4**	**ST5**	**ST6**	**ST7**	**ST8**
CBO_5	1 – 1	1 – 1	1 – 1	3 – 3	3 – 3	3 – 3	3 – 3	14 – 14
CQO	3 – 1	3 – 1	3 – 1	3 – 1	3 – 1	15 – 5	15 – 5	45 – 15
Cor	20 – 1	20 – 1	20 – 1	100 – 5	150 – 7,5	150 – 7,5	150 – 7,5	200 – 10
Ferro	0,2 – 1	0,2 – 1	5 – 25	5 – 25	15 – 75	15 – 75	15 – 75	15 – 75
Fósforo	5 – 1	5 – 1	5 – 1	10 – 2	10 – 2	10 – 2	10 – 2	10 – 2
Manganês	0,05 – 1	0,05 – 1	0,1 – 2	0,1 – 2	1 – 20	1 – 20	10 – 200	10 – 200
Oxidabilidade	5 – 1	5 – 1	5 – 1	10 – 2	10 – 2	10 – 2	10 – 2	20 – 4
SST	1 – 1	10 – 10	10 – 10	30 – 30	300– 300	300– 300	300– 300	300– 300

Através da metodologia das UD, calcularam-se ainda o peso relativo (PR) e importância relativa (IR) dos parâmetros estudados para os diferentes sistemas pelas expressões (5.1) e (5.2) respectivamente. Este tipo de abordagem foi efectuado com o intuito de verificar a relevância dos parâmetros seleccionados perante ambos os casos de estudo.

Pela aplicação das expressões obtiveram-se os resultados do PR e IR (Quadros 7.10 e 7.11), onde se pode constatar que para um sistema, quanto maior é o número de UD de determinado parâmetro, maior o seu PR no sistema, embora a sua IR diminua, devido à menor susceptibilidade do sistema a variações desse parâmetro.

$$PR = \frac{UD \quad máxima \quad de \quad um \quad parâmetro \quad comportado \quad por \quad um \quad sistema}{UD \quad totais \quad do \quad sistema} \qquad (5.1)$$

$$IR = \frac{1}{UD \quad máxima \quad de \quad um \quad parâmetro \quad comportado \quad por \quad um \quad sistema} \qquad (5.2)$$

Deste modo e perante os esquemas das linhas de tratamento das ETA's objecto de estudo, equivalentes ao ST6 em ambos os casos, tornou-se exequível para os parâmetros analisados observar os parâmetros limitantes em concentração e UD (Anexo I – Figuras A.89 a A.104).

Através da análise dos resultados obtidos da metodologia dos limites dos ST e UD, observou-se que os parâmetros limitantes, para ambos os casos de estudo, que corresponde a ST6, estão relacionados com a carga orgânica nas massas de água, (CBO_5, CQO e oxidabilidade). O estudo prosseguiu como o parâmetro CBO_5, por este apresentar

menor PR e maior IR que o parâmetro CQO, o que demonstra vulnerabilidade dos sistemas a variações deste parâmetro, e por este parâmetro apenas comportar a componente biológica, o que não sucede com o parâmetro oxidabilidade (Quadro 7.2).

Quadro 7.10 – Peso relativo de cada parâmetro da água bruta considerado no estudo, nos diferentes sistemas de tratamento

Parâmetros	Peso relativo de cada parâmetro da água bruta							
	ST1	**ST2**	**ST3**	**ST4**	**ST5**	**ST6**	**ST7**	**ST8**
CBO_5	0,125	0,059	0,024	0,014	0,007	0,007	0,005	0,023
CQO	0,125	0,059	0,024	0,014	0,002	0,012	0,008	0,024
Cor	0,125	0,059	0,024	0,029	0,018	0,018	0,013	0,016
Ferro	0,125	0,059	0,595	0,357	0,183	0,181	0,126	0,121
Fósforo	0,125	0,059	0,024	0,029	0,005	0,005	0,003	0,003
Manganês	0,125	0,059	0,048	0,029	0,049	0,048	0,336	0,323
Oxidabilidade	0,125	0,059	0,024	0,029	0,005	0,005	0,003	0,007
SST	0,125	0,588	0,238	0,429	0,731	0,724	0,505	0,484
$\sum$	1	1	1	1	1	1	1	1

Quadro 7.11 – Importância relativa de cada parâmetro da água bruta considerado no estudo, nos diferentes sistemas de tratamento

Parâmetros	Importância relativa de cada parâmetro da água bruta							
	ST1	**ST2**	**ST3**	**ST4**	**ST5**	**ST6**	**ST7**	**ST8**
CBO_5	1	1	1	0,333	0,333	0,333	0,333	0,071
CQO	1	1	1	1	1	0,2	0,2	0,067
Cor	1	1	1	0,2	0,133	0,133	0,133	0,1
Ferro	1	1	0,04	0,04	0,013	0,013	0,013	0,013
Fósforo	1	1	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Manganês	1	1	0,5	0,5	0,05	0,05	0,005	0,005
Oxidabilidade	1	1	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,25
SST	1	0,1	0,1	0,033	0,003	0,003	0,003	0,003

Como este parâmetro efectuou-se o cruzamento das perspectivas de tendências evolutivas para ambos os casos de estudo com os limites dos sistemas de tratamento em concentração e UD, obtendo-se assim o horizonte de projecto espectável para as reabilitações a ST8, passíveis de serem aplicados, sendo estes de 52 e 25 anos respectivamente para o caso de estudo de Monte Novo e do Roxo (Figuras 7.5 e 7.6).

Através dos resultados obtidos pela aplicação da metodologia dos limites dos ST, constatou-se que as massas de água associadas a ambas as linhas de tratamento objecto de estudo na presente dissertação, não apresentavam a qualidade necessária para se proceder a um abastecimento público em conformidade com o legislado, verificando-se que o parâmetro CBO_5 se apresentou como parâmetro limitante em ambos os casos.

Figura 7.5 – Perspectiva dos limites de reabilitação do sistema de tratamento, Monte Novo

Figura 7.6 – Perspectiva dos limites de reabilitação do sistema de tratamento, Roxo

Deste modo, conceberam-se funções de custo relativas aos sistemas actualmente instalados, e estimaram-se os custos das reabilitações propostas. Contudo, importa destacar que as funções de custos obtidas, não foram comparadas com custo reais contextualizados no panorama nacional, pelo que se ressalva que os custos obtidos se apresentam de uma forma meramente teórica, embora considerem as especificidades intrínsecas às linhas de tratamento de Monte Novo e do Roxo.

Inicialmente efectuou-se uma avaliação técnico-económica das linhas de tratamento de Monte Novo e do Roxo presentemente implantadas, equiparando-se ambos os sistemas a ST6, mas salvaguardando as especificidades de cada linha de tratamento.

Esta análise executou-se com o intuito de estimar os custos de C.C. e O&M e o acréscimo destes mesmos custos associados às soluções técnico-económicas propostas neste estudo, permitindo deste modo arbitrar as soluções mais viáveis.

Assim, através desta avaliação técnico-económica obtiveram-se equações de custo em função da capacidade de tratamento dos sistemas, em termos de C.C. e de O&M, passíveis de calcular os custos para sistemas de tratamento convencionais com caudais compreendidos entres os 250 e 5000 $m^3.h^{-1}$. Destaca-se contudo que as funções de C.C. obtidas avaliam os sistemas de uma forma global, ao passo que as funções de O&M efectuam uma avaliação por operação e processo unitários.

Segundo as funções de custo fixadas por esta análise, possibilitou-se a avaliação dos sistemas de tratamento em termos de C.C e O&M, para ambos os casos de estudo (Quadro 7.12).

Posteriormente, face às funções de custos obtidas, conceberam-se curvas de custo global em função da capacidade máxima de tratamento das ETA’s, considerando as especificidades destas e um horizonte de projecto de vinte anos, embora não se tenham comparado os custos obtidos pelas funções de custos globais para as capacidades máximas das ETA’s em estudo, com os custos reais destas linhas de tratamento (Figuras 7.7 e 7.8).

Perante os resultados da qualidade das massas de água e as limitações dos sistemas instalados em ambos os casos de estudo, propõem-se soluções técnico-económicas para fazer face aos problemas identificados, assumindo-se os pressupostos apresentados no Quadro 7.13.

Quadro 7.12 – Funções de custo de C.C. e O&M para ST6

		ST6			
		Monte Novo		**Roxo**	
		Funções de custo	R^2	Funções de custo	R^2
C.C.		$C = -0{,}0337Q^2 + 1814{,}3Q + 1E{+}06$	0,9988	$C = -0{,}0113Q^2 + 1250{,}9Q + 1E{+}06$	0,9995
O&M	**Pré-oxidação**				
	Ozono, O_3	$C = -0{,}0002Q^2 + 36{,}66Q + 15567$	0,9998		
	Dióxido de cloro, ClO_2			$C = -0{,}0001Q^2 + 6{,}9968Q + 13952$	0,9977
	Mistura rápida mecânica				
		$C = -6E{-}07Q^2 + 7{,}361Q + 7030{,}3$	0,9999	$C = -6E{-}07Q^2 + 7{,}361Q + 7030{,}3$	0,9999
	Hidróxido de cálcio, $Ca\,(OH)_2$	$C = 4{,}0304Q$	1	$C = 4{,}0304Q$	1
	Polielectrólito	$C = 4{,}0304Q$	1	$C = 302{,}28Q$	1
	Sulfato de alumínio, $Al_2(SO_4)_3$	$C = 1136{,}6Q$	1	$C = 473{,}57Q - 2E{-}08$	1
	Carvão activado em pó (CAP)	$C = -0{,}0011Q^2 + 42{,}926Q + 22878$	0,9997	$C = -0{,}0085Q^2 + 118{,}05Q + 22878$	0,9997
	Decantação				
	Manto de lamas	$C = -0{,}0007Q^2 + 10{,}148Q + 9059{,}1$	0,9969		
	"*Pulsator*"			$C = -0{,}0026Q^2 + 19{,}028Q + 9059{,}1$	0,9969
	Filtração				
		$C = 5E{-}05Q^2 + 11{,}001Q + 27564$	0,9977	$C = 5E{-}05Q^2 + 11{,}001Q + 27564$	0,9977
	Lavagem	$C = -7E{-}06Q^2 + 1{,}3943Q + 5241{,}8$	0,9983	$C = -7E{-}06Q^2 + 1{,}3943Q + 5241{,}8$	0,9983
	Desinfecção				
	Cloro gasoso, CL_2	$C = -6E{-}06Q^2 + 2{,}0389Q + 13963$	0,9933		
	Dióxido de cloro, ClO_2			$C = -6E{-}05Q^2 + 5{,}2476Q + 13952$	0,9977

C = custo, €; Q = caudal, m^3/h

Figura 7.7 – Função de custo global de ST6, Monte Novo

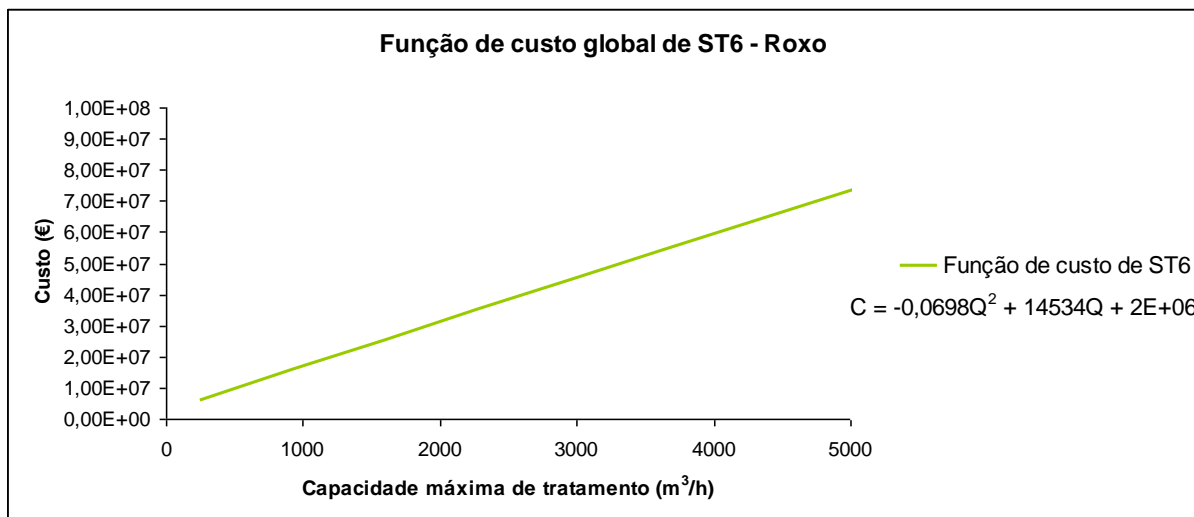



Figura 7.8 – Função de custo global de ST6, Roxo

Quadro 7.13 – Pressupostos para a aplicação das soluções técnico-económicas propostas

Pressupostos	**Monte Novo**	**Roxo**
Horizonte de projecto (ano)	20	20
Taxa de actualização (%)	3	3
Taxa de cambio ($)	1,3622	1,3622
Dimensão da população (hab)	99000	90000
Capacidade da ETA (m^3/h)	1100	1000
Horas de funcionamento da ETA (h)	18	18
Consumo médio por habitante (L/hab.d)	200	200

A primeira solução proposta neste estudo consiste na reabilitação de ST6 para ST8, ou seja esta solução pretende efectuar a reabilitação das linhas de tratamento actualmente instaladas, que são equiparadas a um ST6, para sistemas de tratamento ST8. Esta

reabilitação efectua-se entre o ST6 e ST8, por se ter verificado que o sistema de tratamento com grau de complexidade imediatamente acima do instalado (ST7), apresenta o mesmo limite de tratamento para o parâmetro considerado como limitante, que o sistema instalado.

As reabilitações contemplam as seguintes alterações:

- eliminação da adição de carvão activado em pó;
- implementação de pós-ozonização após a filtração rápida em areia, seguida por filtração em carvão activado granular.

À semelhança do procedimento aplicado para o cálculo das funções custos de C.C. e O&M do ST6, obtiveram-se as equações de custo de C.C. e O&M do ST8, com especificidades idênticas aos casos de estudo, para sistemas de tratamento cuja capacidade de tratamento se compreendesse entre os 250 e 5000 $m^3.h^{-1}$ (Quadro 7.14). É de referir que as funções de custo de C.C. obtidas efectuam uma análise global dos custos de primeiro investimento, enquanto as funções de custos de O&M avaliam os custos por operação e processo unitário. Por outro lado, importa também referir que as equações inerentes às operações e processos que se mantêm da reabilitação do ST6 para o ST8 permanecem idênticas.

As curvas de custo global referente ao sistema ST8 (Figura 7.9 e 7.10) foram obtidas considerando a função de custos de construção e operação e manutenção.

No Quadro 7.15, apresentam-se os custos globais dos dois sistemas (ST6), assim como a estimativa de custos na solução de reabilitação (ST8).

Os custos envolvidos nas reabilitações foram utilizados como “capital de investimento” para as outras soluções consideradas neste trabalho.

Relativamente à solução relacionada com a reabilitação de sistemas de tratamento de águas residuais, o termo de comparação adoptado foi a diferença de custos de C.C. entre os ST6 e ST8, por nesta solução não se considerarem os custos de O&M.

A segunda solução proposta consiste no tratamento parcial do caudal, previamente sujeito ao tratamento dos sistemas ST6 instalados, através de nanofiltração com recarbonatação. Para esta solução foi proposta a tecnologia de filtração por nanofiltração, por ser um tipo de tratamento não convencional e por apresentar elevadas remoções do parâmetro considerado como limitante.

Quadro 7.14 – Funções de custo de C.C. e O&M para ST8

			ST8			
			Monte Novo		**Roxo**	
			Funções de custo	R^2	Funções de custo	R^2
C.C.			$C = -0{,}0634Q^2 + 3541{,}5Q + 2E+06$	0,9995	$C = -0{,}0627Q^2 + 3578Q + 2E+06$	0,9995
	Pré-oxidação					
O&M		Ozono, O_3	$C = -0{,}0002Q^2 + 36{,}66Q + 15567$	0,9998		
		Dióxido de cloro, ClO_2			$C = -0{,}0001Q^2 + 6{,}9968Q + 13952$	0,9977
	Mistura rápida mecânica					
			$C = -6E-07Q^2 + 7{,}361Q + 7030{,}3$	0,9999	$C = -6E-07Q^2 + 7{,}361Q + 7030{,}3$	0,9999
		Hidróxido de cálcio, $Ca(OH)_2$	$C = 4{,}0304Q$	1	$C = 4{,}0304Q$	1
		Polielectrólito	$C = 4{,}0304Q$	1	$C = 302{,}28Q$	1
		Sulfato de alumínio, $Al_2(SO_4)_3$	$C = 1136{,}6Q$	1	$C = 473{,}57Q - 2E-08$	1
	Decantação					
		Manto de lamas	$C = -0{,}0007Q^2 + 10{,}148Q + 9059{,}1$	0,9969		
		“*Pulsator*”			$C = -0{,}0026Q^2 + 19{,}028Q + 9059{,}1$	0,9969
	Filtração					
			$C = 5E-05Q^2 + 11{,}001Q + 27564$	0,9977	$C = 5E-05Q^2 + 11{,}001Q + 27564$	0,9977
		Lavagem	$C = -7E-06Q^2 + 1{,}3943Q + 5241{,}8$	0,9983	$C = -7E-06Q^2 + 1{,}3943Q + 5241{,}8$	0,9983
	Pós-oxidação					
		Ozono, O_3	$C = -0{,}0002Q^2 + 36{,}66Q + 15567$	0,9998	$C = -0{,}0002Q^2 + 36{,}66Q + 15567$	0,9998
	Filtração em CAG					
			$C = -2E-06Q^2 + 18{,}127Q + 22879$	0,9997	$C = -2E-06Q^2 + 18{,}127Q + 22879$	0,9997
		CAG	$C = 8E-05Q^2 + 62{,}474Q + 14602$	0,9999	$C = 8E-05Q^2 + 62{,}474Q + 14602$	0,9999
	Desinfecção					
		Cloro gasoso, CL_2	$C = -6E-06Q^2 + 2{,}0389Q + 13963$	0,9933		
		Dióxido de cloro, ClO_2			$C = -6E-05Q^2 + 5{,}2476Q + 13952$	0,9977

C = custo, €; Q = caudal, m^3/h

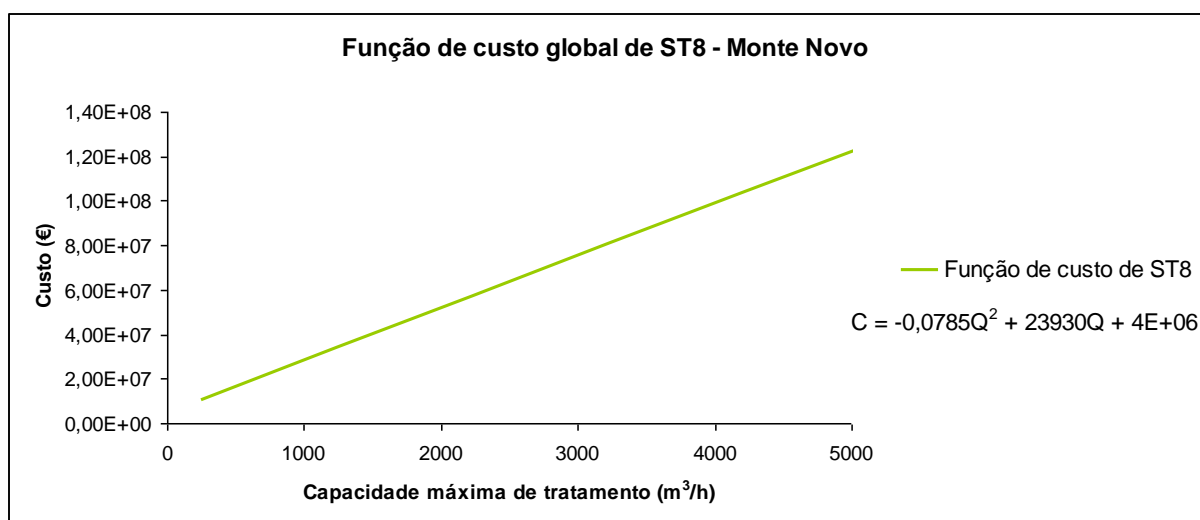



Figura 7.9 – Função de custo global de ST8, Monte Novo

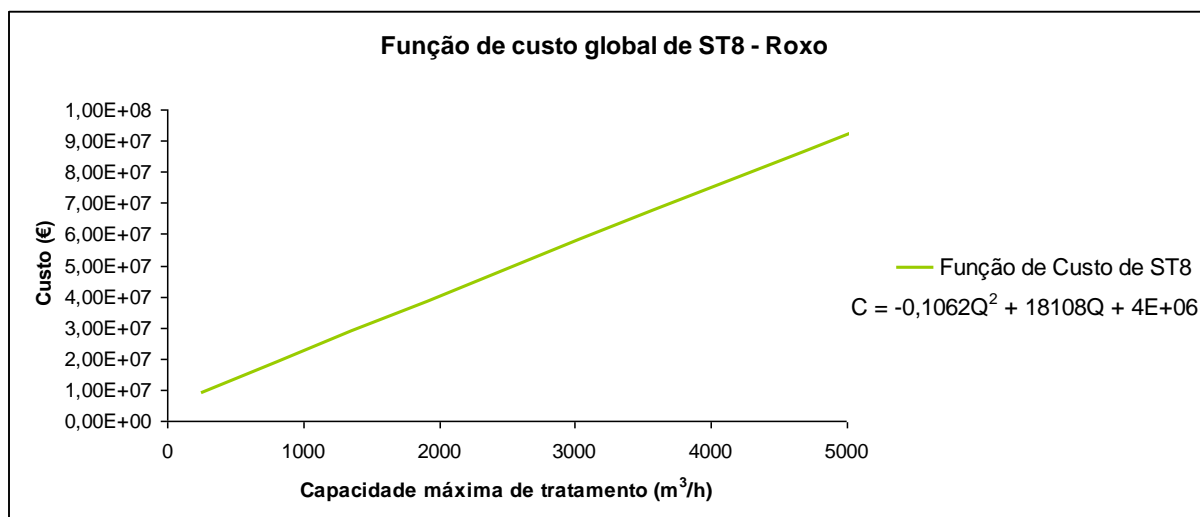



Figura 7.10 – Função de custo global de ST8, Roxo

Quadro 7.15 – Custos dos sistemas e reabilitações propostas

		Monte Novo	**Roxo**
Custos totais de C.C. (M€)	ST6	3,08	2,37
	ST8	6,07	5,77
	Diferença de custos (Δ)	2,99	3,40
Custos totais de O&M (M€)	ST6	22,69	14,54
	ST8	24,42	16,48
	Diferença de custos (Δ)	1,73	1,94
Custos totais (M€)	ST6	25,77	16,90
	ST8	30,49	22,24
	Diferença de custos (Δ)	4,72	5,34

Nesta solução, considerou-se o custo do sistema de tratamento ST6, uma vez que as ETA's continuariam a funcionar em pleno, servindo de pré-tratamento à fracção do caudal enviado para o tratamento por nanofiltração.

As curvas das funções de custos globais referentes ao tratamento não convencional foram obtidas para sistemas de tratamento com capacidade inferior a 1000 $m^3.h^{-1}$, tendo estas sido construídas através do ajuste de regressões polinomiais de segundo grau a pontos de custos deste sistema em função de capacidades máximas de tratamento e verificando-se o ajuste dos pontos à equação através do coeficiente de determinação.

Para verificação destas curvas, procedeu-se à concepção de curvas semelhantes às obtidas, mas com incremento de outros pontos, verificando-se o ajuste do coeficiente de determinação.

Desta forma, averiguou-se que as equações obtidas apresentam a capacidade de representar as funções de custo de C.C. e O&M de nanofiltração, quer pelo ajuste do coeficiente que apresentam, quer por comparação com os R^2 apresentados pelas curvas de confirmação (Quadro 7.16).

Quadro 7.16 – Confirmação das funções de C.C. e O&M de nanofiltração

		Nanofiltração	
		Funções	**R^2**
C.C.	Função de custo aplicada	$C = -0{,}5797Q^2 + 6758{,}5Q + 181202$	0,9892
	Função de custo, com Khalik, 2000	$C = -0{,}5857Q^2 + 6875Q - 266580$	0,9814
	Função de custo, com Bruggen, 2001	$C = -1{,}0401Q^2 + 9500{,}6Q - 685378$	0,9625
	Função de custo, com Khalik, 2000 e Bruggen, 2001	$C = -1{,}0735Q^2 + 9796{,}4Q - 1E+06$	0,9584
O&M	Função de custo aplicada	$C = -0{,}0001Q^2 + 1376{,}6Q + 15705$	0,9282
	Função de custo, com Liikanen, 2006	$C = 0{,}3034Q^2 + 697{,}36Q + 130389$	0,8589
	Função de custo, com Costa, 2005	$C = 0{,}055Q^2 + 1269{,}2Q + 40168$	0,993
	Função de custo, com Liikanen, 2006 e Costa, 2001	$C = 0{,}0849Q^2 + 1107{,}9Q + 29937$	0,9855

C = custo, €; Q = caudal, m^3/h

No Quadro 7.17, apresentam-se as curvas correspondentes às funções de custo (C.C. e O&M) para a nanofiltração e processos e operações unitários associados à recarbonatação.

No que refere às dosagens de reagentes a utilizar na recarbonatação, estas foram estimadas tendo em consideração as características do permeado após os processos de separação por membranas a utilizar.

As curvas referentes ao custo global do tratamento não convencional por nanofiltração são apresentadas nas Figuras 7.11 e 7.12.

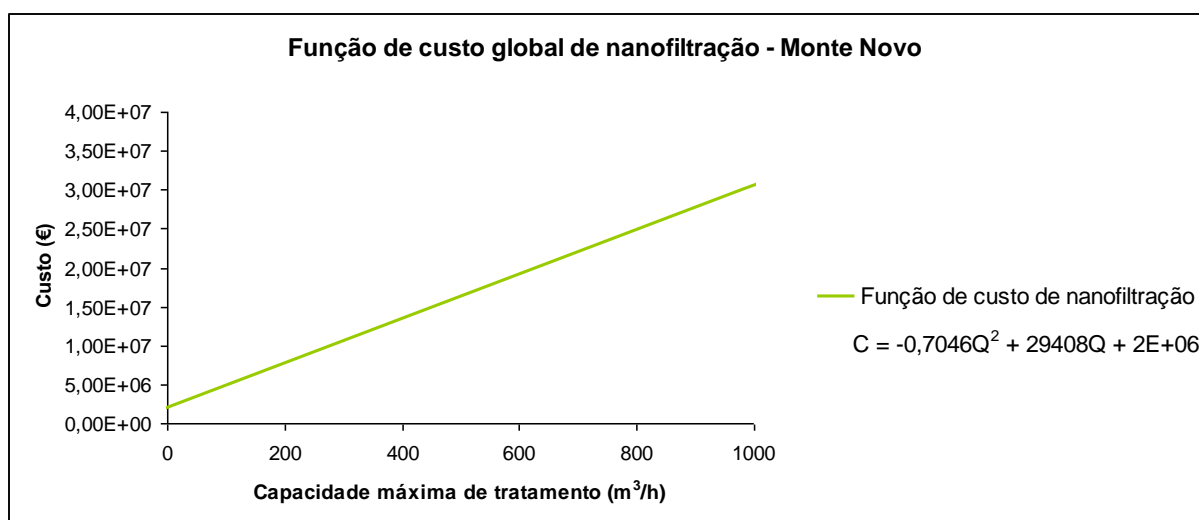



Figura 7.11 – Função de custo global de nanofiltração, Monte Novo

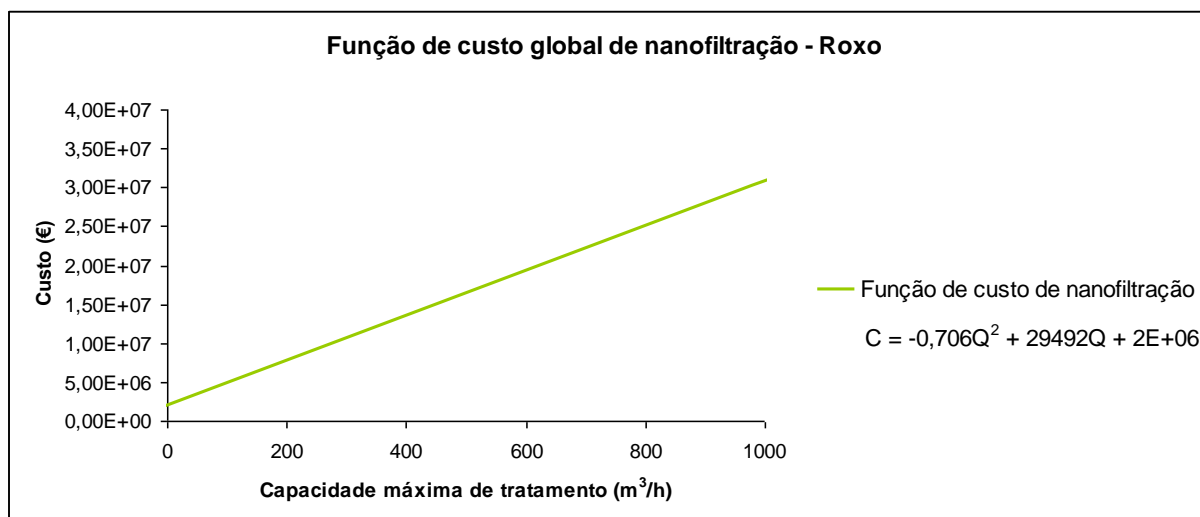



Figura 7.12 – Função de custo global de nanofiltração, Roxo

Com base nas funções de custos totais obtidas em ambos os casos de estudo e tendo em consideração o investimento disponível, determinou-se a capacidade de produção de água diária destes sistemas e a produção de água por habitante, por fim a avaliar se eram garantidas as necessidades de consumo humano directo de água para as populações abastecidas (Quadro 7.18).

Por outro lado, calculando os custos associados apenas à produção de água para satisfazer as necessidades de consumo humano directo, através das funções de custo global de nanofiltração, verifica-se que se poderia reduzir os custos de investimento em cerca de 2,4 M€ e 3,0 M€, nos casos de Monte Novo e Roxo respectivamente, em relação ao investimento necessário para as reabilitações dos sistemas ST6 para ST8.

Quadro 7.17 – Funções de custo de C.C. e O&M para nanofiltração com recarbonatação

		Nanofiltração			
		Monte Novo		**Roxo**	
		Funções de custo	R^2	Funções de custo	R^2
C.C.	**Membranas de nanofiltração**				
		$C = -0{,}5797Q^2 + 6758{,}5Q + 181202$	0,9892	$C = -0{,}5797Q^2 + 6758{,}5Q + 181202$	0,9892
	Mistura rápida mecânica				
		$C = 2E\text{-}05Q^2 + 13{,}314Q + 24362$	1	$C = 2E\text{-}05Q^2 + 13{,}314Q + 24362$	1
	Recarbonatação				
		$C = -9E\text{-}05Q^2 + 13{,}111Q + 13667$	0,9981	$C = -9E\text{-}05Q^2 + 13{,}111Q + 13667$	0,9981
	Dióxido de carbono, CO_2	$C = -3E\text{-}05Q^2 + 5{,}5591Q + 53562$	0,9724	$C = -3E\text{-}05Q^2 + 5{,}5591Q + 53562$	0,9724
	Filtração				
		$C = -0{,}0009Q^2 + 255{,}36Q + 436058$	0,9973	$C = -0{,}0009Q^2 + 255{,}36Q + 436058$	0,9973
	Lavagem	$C = -5E\text{-}05Q^2 + 44{,}147Q + 62614$	0,9975	$C = -5E\text{-}05Q^2 + 44{,}147Q + 62614$	0,9975
	Desinfecção				
		$C = -0{,}1228Q^2 + 678{,}15Q + 33658$	0,9996	$C = -0{,}1228Q^2 + 678{,}15Q + 33658$	0,9996
	Cloro gasoso, Cl_2	$C = -4E\text{-}05Q^2 + 10{,}847Q + 53312$	0,9843		
	Dióxido de cloro, ClO_2			$C = -0{,}0006Q^2 + 46{,}294Q + 49726$	0,9999
O&M	**Membranas de nanofiltração**				
		$C = 0{,}0001Q^2 + 1376{,}6Q + 15705$	0,9282	$C = 0{,}0001Q^2 + 1376{,}6Q + 15705$	0,9282
	Mistura rápida mecânica				
		$C = -6E\text{-}07Q^2 + 7{,}361Q + 7030{,}3$	0,9999	$C = -6E\text{-}07Q^2 + 7{,}361Q + 7030{,}3$	0,9999
	Hidróxido de cálcio, $Ca(OH)_2$	$C = 11{,}93Q$	1	$C = 11{,}93Q$	1
	Recarbonatação				
	Dióxido de carbono, CO_2	$C = -3E\text{-}06Q^2 + 1{,}1283Q + 3730{,}9$	0,9998	$C = -3E\text{-}06Q^2 + 1{,}1283Q + 3730{,}9$	0,9998
	Filtração				
		$C = 5E\text{-}05Q^2 + 11{,}001Q + 27564$	0,9977	$C = 5E\text{-}05Q^2 + 11{,}001Q + 27564$	0,9977
	Lavagem	$C = -7E\text{-}06Q^2 + 1{,}3943Q + 5241{,}8$	0,9983	$C = -7E\text{-}06Q^2 + 1{,}3943Q + 5241{,}8$	0,9983
	Desinfecção				
	Cloro gasoso, Cl_2	$C = -6E\text{-}06Q^2 + 2{,}0389Q + 13963$	0,9933		
	Dióxido de cloro, ClO_2			$C = -6E\text{-}05Q^2 + 5{,}2476Q + 13952$	0,9977

C = custo, €; Q = caudal, m^3/h

Quadro 7.18 – Capacidades de produção de água dos sistemas de nanofiltração

	Nanofiltração	
	Monte Novo	**Roxo**
Capacidade de produção (m^3/d)	1682	2061
Produção por habitante (L/hab.d)	16,99	22,90

A terceira solução, tal como a anterior, pressupõem a utilização do sistema instalado (ST6), aplicando a osmose inversa, seguida de recarbonatação apenas a uma fracção do caudal que garanta as necessidades de consumo humano directo.

As curvas de funções de custo referentes à osmose inversa (C.C. e O&M) foram obtidas através de regressões polinomiais de segundo grau dos custos em função da capacidade máxima de tratamento, para sistemas de tratamento com capacidade máxima inferior a 1000 $m^3.h^{-1}$, tendo-se observado o R^2 destas.

A confirmação destas curvas efectuou-se através do acréscimo de outros pontos à curva desenvolvida e análise do ajuste do R^2, tendo-se verificado que as equações obtidas apresentam a capacidade de representar as funções de C.C. e O&M de osmose inversa, quer pelo ajuste do coeficiente que apresentam, quer por comparação com os R^2 apresentados pelas curvas de confirmação (Quadro 7.19).

Quadro 7.19 – Confirmação das funções de C.C. e O&M de osmose inversa

		Osmose inversa	
		Funções	**R^2**
C.C.	Função de custo aplicada	$C = -0,0095Q^2 + 3703,8Q + 1E+06$	0,9999
	Função de custo, com Olmos, 2002	$C = -0,0097Q^2 + 3716,6Q + 951187$	0,9999
	Função de custo, com Luque, 1997	$C = -0,0093Q^2 + 3684,5Q + 1E+06$	0,9999
	Função de custo, com Olmos, 2002 e Luque, 1997	$C = -0,0097Q^2 + 3706,3Q + 1E+06$	0,9999
O&M	Função de custo aplicada	$C = 0,0001Q^2 + 1122,4Q + 130807$	1
	Função de custo, com Olmos, 2002	$C = 0,0002Q^2 + 1118,3Q + 177656$	1
	Função de custo, com Luque, 1997	$C = 0,0001Q^2 + 1124,3Q + 96086$	1
	Função de custo, com Olmos, 2002 e Luque, 1997	$C = 0,0002Q^2 + 1119,6Q + 143546$	1

C = custo, €; Q = caudal, m^3/h

No Quadro 7.20, apresentam-se as curvas correspondentes às funções de custo (C.C. e O&M) para a osmose inversa e processos e operações unitárias envolvidas na recarbonatação.

Quadro 7.20 – Funções de custo de C.C. e O&M para osmose inversa com recarbonatação

		Osmose inversa			
		Monte Novo		**Roxo**	
		Funções de custo	R^2	Funções de custo	R^2
C.C.	**Membranas de osmose inversa**				
		$C = -0{,}0095Q^2 + 3703{,}8Q + 1E+06$	0,9999	$C = -0{,}0095Q^2 + 3703{,}8Q + 1E+06$	0,9999
	Mistura rápida mecânica				
		$C = 2E-05Q^2 + 13{,}314Q + 24362$	1	$C = 2E-05Q^2 + 13{,}314Q + 24362$	1
	Recarbonatação				
		$C = -9E-05Q^2 + 13{,}111Q + 13667$	0,9981	$C = -9E-05Q^2 + 13{,}111Q + 13667$	0,9981
	Dióxido de carbono, CO_2	$C = -0{,}0002Q^2 + 13{,}898Q + 53562$	0,9724	$C = -0{,}0002Q^2 + 13{,}898Q + 53562$	0,9724
	Filtração				
		$C = -0{,}0009Q^2 + 255{,}36Q + 436058$	0,9973	$C = -0{,}0009Q^2 + 255{,}36Q + 436058$	0,9973
	Lavagem	$C = -5E-05Q^2 + 44{,}147Q + 62614$	0,9975	$C = -5E-05Q^2 + 44{,}147Q + 62614$	0,9975
	Desinfecção				
		$C = -0{,}1228Q^2 + 678{,}15Q + 33658$	0,9996	$C = -0{,}1228Q^2 + 678{,}15Q + 33658$	0,9996
	Cloro gasoso, Cl_2	$C = -4E-05Q^2 + 10{,}847Q + 53312$	0,9843		
	Dióxido de cloro, ClO_2			$C = -0{,}0006Q^2 + 46{,}294Q + 49726$	0,9999
O&M	**Membranas de osmose inversa**				
		$C = 0{,}0001Q^2 + 1122{,}4Q + 130807$	1	$C = 0{,}0001Q^2 + 1122{,}4Q + 130807$	1
	Mistura rápida mecânica				
		$C = -6E-07Q^2 + 7{,}361Q + 7030{,}3$	0,9999	$C = -6E-07Q^2 + 7{,}361Q + 7030{,}3$	0,9999
	Hidróxido de cálcio, $Ca(OH)_2$	$C = 29{,}825Q$	1	$C = 29{,}825Q$	1
	Recarbonatação				
	Dióxido de carbono, CO_2	$C = -2E-05Q^2 + 2{,}8206Q + 3730{,}9$	0,9998	$C = -2E-05Q^2 + 2{,}8206Q + 3730{,}9$	0,9998
	Filtração				
		$C = 5E-05Q^2 + 11{,}001Q + 27564$	0,9977	$C = 5E-05Q^2 + 11{,}001Q + 27564$	0,9977
	Lavagem	$C = -7E-06Q^2 + 1{,}3943Q + 5241{,}8$	0,9983	$C = -7E-06Q^2 + 1{,}3943Q + 5241{,}8$	0,9983
	Desinfecção				
	Cloro gasoso, Cl_2	$C = -6E-06Q^2 + 2{,}0389Q + 13963$	0,9933		
	Dióxido de cloro, ClO_2			$C = -6E-05Q^2 + 5{,}2476Q + 13952$	0,9977

C = custo, €; Q = caudal, m^3/h

No que refere às dosagens de reagentes a utilizar, estas foram estimadas tendo em consideração as características do permeado após os processos de separação por membranas a utilizar.

As curvas referentes ao custo global do tratamento não convencional são apresentadas nas Figuras 7.13 e 7.14.

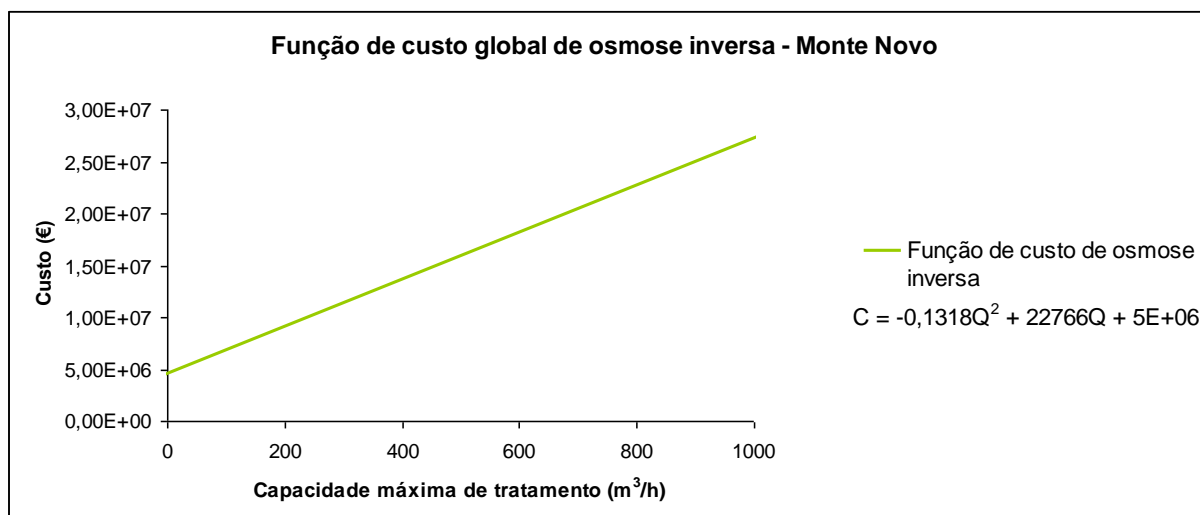



Figura 7.13 – Função de custo global de osmose inversa, Monte Novo

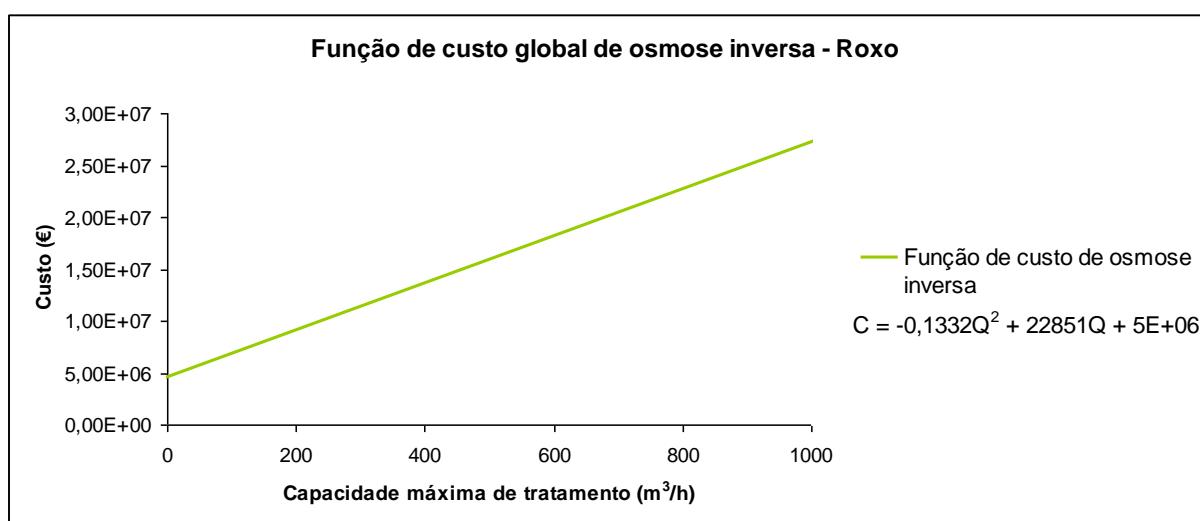



Figura 7.14 – Função de custo global de osmose inversa, Roxo

Desta forma, através das funções de custo total e do custo de investimento total calculado entre ST6 e ST8 para ambos os casos de estudo, estabeleceu-se a capacidade diária de produção de água destes sistemas e a sua produção por habitante, com o intuito de confirmar se eram garantidas as necessidades de consumo humano directo para as populações abastecidas (Quadro 7.21).

Quadro 7.21 – Capacidades de produção de água dos sistemas de osmose inversa

	Osmose inversa	
	Monte Novo	**Roxo**
Capacidade de produção (m^3/d)	126	614
Produção por habitante (L/hab.d)	1,28	6,82

Por outro lado, calculando os custos associados apenas à produção de água para satisfazer as necessidades de consumo humano directo, através das funções de custo global de osmose inversa, verifica-se que se poderia reduzir os custos de investimento em cerca de 550 mil €, no caso do Roxo, em relação ao investimento necessário para as reabilitações dos sistemas ST6 para ST8, dado que Monte Novo não garante os 2 $L.hab^{-1}.d^{-1}$.

Relativamente à última solução proposta, que consiste na redução das cargas poluentes afluentes às massas de água proveniente de fontes de poluição pontual, através de reabilitações das ETAR's instaladas, houve a necessidade de converter todas as cargas poluentes pontuais não urbanas, presentes nas bacias hidrográficas em estudo, a habitantes equivalentes.

As fontes de poluição não urbanas presentes nas duas bacias hidrográficas são resultantes das actividades de boviniculturas, suiniculturas, lagares e indústria de curtumes.

No que refere ao cálculo dos habitantes equivalentes das boviniculturas, procedeu-se primeiramente à conversão do número de bovinos a bovinos equivalentes através de (5.3) (CCDR-A, 2004):

$$N^o \quad bovinos \quad equivalentes = N^o \quad bovinos \times \frac{Peso \quad médio}{350} \times \frac{1}{3} \qquad (5.3)$$

Considerando que, o peso médio assume os valores de 500 e 670 kg consoante a actividade se dedique à produção de carne ou de leite, e uma vez que todos os casos observados nas bacias operam em regimes semi-intensivos, teoricamente considera-se que este tipo de regime produz uma carga três vezes inferior à produzida pelos regimes intensivos, à expressão foi aplicado um factor 0,333.

Após o cálculo do número de bovinos equivalentes, efectuou-se a sua conversão para habitantes equivalentes pela equação (5.4) (CCDR-A, 2004).

$$N^o \quad habitantes \quad equivalentes = N^o \quad bovinos \quad equivalentes \times 7 \qquad (5.4)$$

No caso das suiniculturas procedeu-se de forma análoga à boviniculturas, tendo-se inicialmente calculado o número de porcos equivalentes, mas tendo-se aplicado a expressão (5.5) para as actividades de multiplicação, enquanto para as actividades de engorda se aplicou a expressão (5.6) (CCDR-A, 2004):

$$N^o \quad porcos \quad equivalentes = N^o \quad porcas \quad reprodutoras \times 4 \tag{5.5}$$

$$N^o \quad porcos \quad equivalentes = N^o \quad porcos \times 1{,}5 \tag{5.6}$$

De seguida, converteu-se o número de porcos equivalentes a habitantes equivalentes través (5.7) (CCDR-A, 2004):

$$N^o \quad habitantes \quad equivalentes = N^o \quad porcos \quad equivalentes \times 2{,}5 \tag{5.7}$$

No que se refere ao lagar, o cálculo do número de habitantes equivalentes é efectuado pela equação (5.8) (CCDR-A, 2004):

$$N^o \quad habitantes \quad equivalentes = \frac{Laboração \quad média \quad diária \times 22}{60} \tag{5.8}$$

Nesta expressão o factor 22 corresponde às gramas de CBO_5 produzidas por quilograma de matéria-prima processada por dia, sendo que o factor 60 refere-se à carga de CBO_5 produzida por habitante dia.

Relativamente à actividade dos curtumes, a estimativa do número de habitantes equivalentes processa-se através da expressão (5.9) (CCDR-A, 2004):

$$N^o \quad habitantes \quad equivalentes = \frac{Caudal \quad médio \quad diário \times Concentração}{60} \tag{5.9}$$

Nesta expressão o factor 60, de forma homóloga ao cálculo do lagar, corresponde à carga de CBO_5 produzida por habitante dia. Por outro lado, segundo a metodologia aplicada cada tonelada de peles processada por este tipo de indústria produz 12 m^3 de efluentes, com uma concentração de 9 500 mg $CBO_5.L^{-1}$.

Depois do cálculo de conversão das fontes de poluição pontuais não urbanas a habitantes equivalentes, estabeleceram-se as taxas teóricas de remoção de carga orgânica dos diferentes sistemas de tratamento, presentes em ambas as bacias hidrográficas objecto de estudo (Quadro 7.22):

Quadro 7.22 – Taxas de remoção de carga orgânica por tipo de tratamento

Tipo de tratamento	**Taxa de remoção (%)**
Lamas Activadas	85
Lagoa de estabilização	80
Fossa séptica	30
Fossa séptica com poço absorvente	0
Fossa séptica com trincheiras filtrantes	70
Pré-tratamento	0
Sistema de retenção	-

Dos tipos de tratamentos abordados, destacam-se os de lamas activadas e lagoas de estabilização, nas bacias de Monte Novo e Roxo respectivamente, por serem os sistemas a que se propõe a aplicação das reabilitações.

Importa referir que os sistemas de retenção não apresentam taxa de remoção por este tipo de tratamento consistir no espalhamento da matéria orgânica pelos terrenos, passando estas fontes de poluição de pontuais a difusas, embora para o presente trabalho se tenha considerado que a totalidade das cargas produzidas nestas fontes afluía às massas de água abordadas. Por outro lado, o tipo de tratamento descrito como pré-tratamento apresenta uma taxa de remoção nula, por este tratamento ser inerente uma indústria, sendo posteriormente os efluentes produzidos descarregados na rede pública de águas residuais e sofrendo o tratamento aplicado a estes efluentes.

Após o cálculo do número de habitantes equivalentes para as diferentes actividades presentes nas bacias hidrográficas em estudo e das eficiências de tratamento inerentes a essas actividades, estabeleceram-se os pressupostos para a aplicação do modelo simples de dispersão de CBO_5 de forma a prever as cargas susceptíveis de afectar as massas de água em estudo (Quadro 7.23).

Desta forma, inicialmente para a aplicação do modelo simples de dispersão de CBO_5, calculou-se os caudais diários associados a cada actividade presente nas bacias de Monte Novo e do Roxo, bem como as cargas produzidas e rejeitadas e respectivas concentrações (Quadros 7.24 e 7.25).

Após o cálculo dos caudais, cargas orgânicas e concentrações produzidas e rejeitadas diariamente por cada actividade nas duas bacias hidrográficas em estudo, procedeu-se à aplicação do modelo de dispersão simples de CBO_5.

Quadro 7.23 – Pressupostos para a aplicação do modelo simples de dispersão de CBO_5

Pressupostos		**Monte Novo**	**Roxo**
Carga rejeitada por habitante (g CBO_5/hab.d)		60	60
Capitação de água residual por habitante (L/hab.d)		180	180
Coeficiente de afluência à ETAR		0,8	0,8
Caudal natural afluente (m^3/s)		1,40	16,90
Concentração natural afluente (mg/L)		4	4
Volume armazenado médio (m^3)		11921321	36403500
Concentração da massa de água (mg CBO_5/L)		2,817	2,877
Taxa de decaimento K (dia^{-1})		0,3	0,3
Concentração pretendida na massa de água (mg/L)		3	3
Concentração de descarga de água residual (mg CBO_5/L)	Tratamento primário	140	140
	Tratamento secundário	20	20
	Tratamento terciário	7	7
Custo de C.C. para o tratamento de águas residuais (€/hab)	Tratamento primário	56,28	56,28
	Tratamento secundário	140,69	140,69
	Tratamento terciário	196,96	196,96

Com este modelo pretendeu-se efectuar uma avaliação da qualidade da água das albufeiras estudadas, a fim de se estabelecerem soluções técnico-económicas de reabilitações a alguns sistemas de tratamento de águas residuais presentes nas bacias hidrográficas, com o intuito de reduzir as cargas orgânicas rejeitadas e permitir que as ETA implantadas (ST6) continuem a operar com o esquema de tratamento actual.

Assim, os sistemas para os quais foi prevista a reabilitação das linhas de tratamento de águas residuais foram as lamas activadas e lagoas de estabilização, em Monte Novo e Roxo respectivamente, consistindo as reabilitações previstas na passagem destes sistemas secundários a terciários, e promovendo desta forma a redução das cargas rejeitadas por estes sistemas. Por outro lado, ponderou-se que os restantes efluentes produzidos nas bacias hidrografias estudadas continuariam a ser sujeitos ao sistema de tratamento actualmente existentes.

Deste modo, aplicou-se o modelo simples de dispersão de CBO_5, considerando as albufeiras estudadas como meios dinâmicos, mas onde as entradas de caudais igualam a saídas e os pressupostos estabelecidos (Quadro 7.23).

Neste modelo estabelecerem-se primeiramente as condições iniciais das albufeiras e as respectivas constantes de tempo de residência de CBO_5 (Anexo I – Quadro A.57).

Quadro 7.24 – Caudais, cargas e concentrações associadas às actividades presentes na bacia hidrográfica de Monte Novo

Monte Novo

Actividade	Dimensão	Nº habitantes equivalentes	Caudal (m^3/d)	Carga produzida (kg CBO_5/d)	Carga rejeitada (kg CBO_5/d)	Concentração produzida (mg/L)	Concentração rejeitada (mg/L)
Suinicultura	80	800	115,2	66	0	417	417
	80	300	43,2				
Boviniculturas	50	223	32,16	13,4	0	417	417
Boviniculturas	45	201	28,94	12,06	0	417	417
Boviniculturas	45	201	28,94	12,06	0	417	417
Urbana	220	220	31,68	13,2	13,2	417	417
Lagar	14-15 ton/dia	5317	765,6	319	0	417	417
Boviniculturas	250	1117	160,8	67	0	417	417
Curtumes	23 ton/ano	120	17,24	7,18	1,078	417	62,5
Urbana	1137	1137	163,73	68,22	10,23	417	62,5
Suinicultura	36	360	51,84	31,73	0	417	417
	45	169	24,3				
Suinicultura	27	270	38,88	24,08	0	417	417
	35	131	18,9				

Quadro 7.25 – Caudais, cargas e concentrações associadas às actividades presentes na bacia hidrográfica do Roxo

Roxo							
Actividade	**Dimensão**	**Nº habitantes equivalentes**	**Caudal (m^3/d)**	**Carga produzida (kg CBO_5/d)**	**Carga rejeitada (kg CBO_5/d)**	**Concentração produzida (mg/L)**	**Concentração rejeitada (mg/L)**
Urbana	106	106	15,26	6,36	1,91	417	125
Urbana	18	18	2,59	1,08	0,76	417	291,7
Urbana	596	596	85,82	35,76	7,15	417	83,3
Urbana	1565	1565	225,36	93,9	18,78	417	83,3
Urbana	134	134	19,3	8,04	5,63	417	291,7
Urbana	400	400	57,6	24	4,8	417	83,3
Lagar	80	800	115,2	48	0	417	417
Suinicultura	63	210	30,24	119,75	23,95	417	83,3
	50	223	32,16				
Bovinicultura e Suinicultura	100	1000	144	72,6	14,52	417	83,3
	150	562,5	81				
	1210	1210	174,24				
Urbana	25000	25000	3600	1500	300	417	83,3
Urbana	106	106	15,26	6,36	1,91	417	125

De seguida estimaram-se os caudais de entrada e saída no meio considerado e respectivo balanço hídrico, bem como as respectivas concentrações e cargas associadas a esses caudais. Posteriormente, impôs-se a concentração pretendida para as massas de água, sendo esta de 3 mg $CBO_5.L^{-1}$, por corresponder ao limite de ST6 para este parâmetro, e determinou-se a concentração máxima de rejeição dos efluentes dos sistemas de águas residuais passíveis de reabilitação de forma a se atingir este objectivo (Anexo I – Quadro A.57).

Através destas concentrações calculadas e das concentrações de descarga de água residual para os diferentes tipos de tratamentos, constatou-se a inadequação dos sistemas de tratamento secundários implantados para garantir o objectivo proposto, e estabeleceu-se o caudal necessário tratar pelo tratamento terciário para atingir este mesmo objectivo, bem como o custo de C.C. desta reabilitação (Anexo I – Quadro A.57).

O cálculo do custo de C.C. das reabilitações realizou-se através da diferença de custos de construção impostos pelos pressupostos, entre os sistemas de tratamento secundário e terciário. Deste mondo, verificou-se o investimento para as reabilitações dos sistemas de tratamento de águas residuais, para garantir a qualidade necessária de água bruta de forma a se proceder a um abastecimento público em conformidade com o legislado (Quadro 7.26).

Quadro 7.26 – Custo das reabilitações de C.C. de ETAR de tratamento terciário

	Custo das reabilitações de C.C. de ETAR de tratamento terciário (€)
Monte Novo	61327
Roxo	1625069

Deve-se contudo destacar, que o presente modelo não considerou flutuações de caudais e as concentrações provenientes de fontes de poluição difusa foram arbitradas. Por outro lado, nas condições iniciais das albufeiras, admitiu-se o volume médio destas, por o modelo estudado apresentar como pressuposto a fixação do volume do meio, e para as concentrações das massas de água estimaram-se valores próximos da mediana dos valores amostrados, por o modelo considerar inicialmente que esta é a concentração das massas de água sem a contribuição das fontes de poluição e os valores observados nas amostragens apresentarem essa contribuição das fontes de poluição.

Após a obtenção das diferentes funções de custo das soluções proposta, efectuou-se uma comparação entre os diferentes resultados.

Inicialmente, procedeu-se à comparação entre as funções de custos totais das três primeiras soluções propostas, que contemplam os custos de C.C. e O&M, sendo que a primeira

solução consiste na reabilitação dos ST6 a ST8 e a segunda e terceira soluções constam de um pré-tratamento através de ST6 e posterior filtração sobre membranas de nanofiltração e osmose inversa respectivamente (Figuras 7.15 e 7.16).

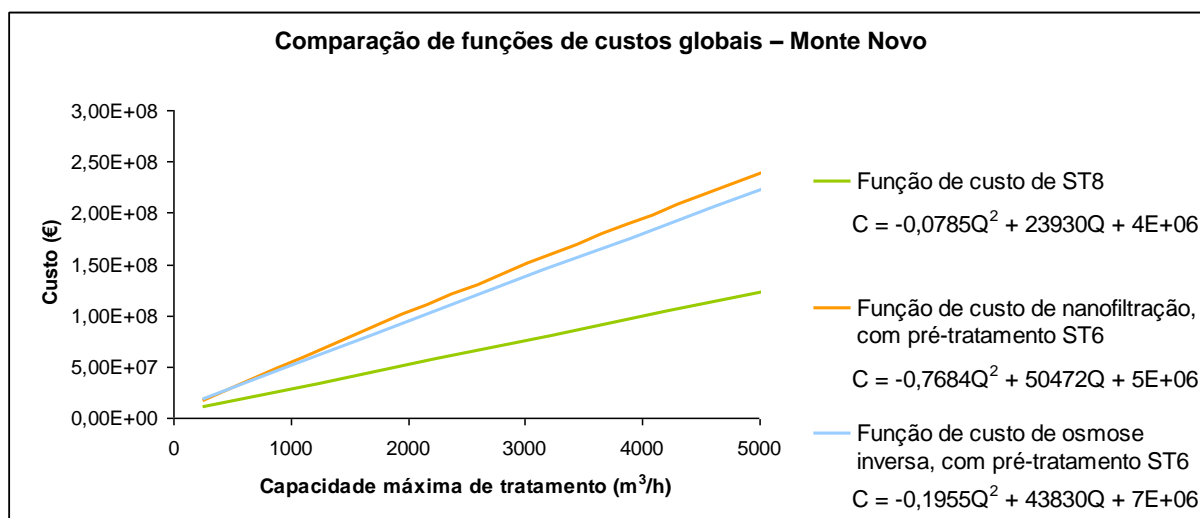



Figura 7.15 – Comparação de funções de custos globais, Monte Novo

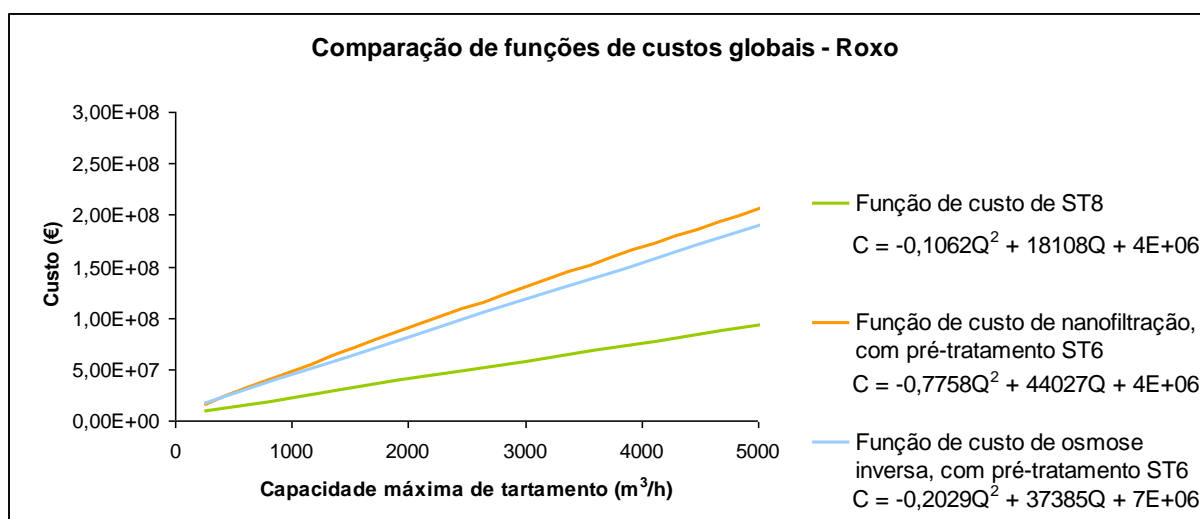



Figura 7.16 – Comparação de funções de custos globais, Roxo

Deste modo, verificou-se em ambos os casos de estudo que o investimento total a vinte anos era mais baixo para a solução de reabilitação de ST6 para ST8. Constatou-se também que as funções de custos demonstraram que a solução de nanofiltração com pré-tratamento ST6 apresenta-se mais económica que a solução de osmose inversa com pré-tratamento ST6, para sistemas de capacidade máxima de tratamento inferiores a 400 $m^3.h^{-1}$.

Por outro lado, dado que a solução proposta das reabilitações de sistemas de tratamento de águas residuais, apenas contemplar os custos de C.C., realizou-se a análise dos custos de C.C. das quatro soluções propostas (Quadro 7.27).

Quadro 7.27 – Comparação de custos de C.C. de reabilitação

	Monte Novo	**Roxo**
Custo de C.C. de reabilitação de ST8 (M€)	2,99	3,40
Custo de C.C. de reabilitação de nanofiltração (M€)	1,58	1,74
Custo de C.C. de reabilitação de osmose inversa (M€)	1,71	1,84
Custo de C.C. de reabilitação da ETAR (M€)	0,06	1,63

Através desta análise, verificou-se que em termos de investimento inicial, em ambos os casos de estudo, a solução mais económica é a da reabilitação de sistemas de tratamento de águas residuais, seguida pela solução de nanofiltração, osmose inversa e por fim a reabilitação de ST6 para ST8. Observa-se contudo, que as soluções de nanofiltração e osmose inversa, no caso de estudo do Roxo, apresentam valores de investimento inicial próximos do previsto para a solução de reabilitação do sistema de lagoas de estabilização.

Contudo, é de realçar que calculando os custos associados apenas à produção de água para satisfazer as necessidades de consumo humano directo, através das funções de custo de C.C. dos sistemas de separação por membranas, verifica-se que, no caso de Monte Novo, se poderia reduzir os custos de investimento inicial em cerca de 0,64 M€ em relação à solução de nanofiltração, dado que na solução de osmose inversa por não garantir a capacidade de produção de 2 $L.hab^{-1}.d^{-1}$, o seu investimento inicial teria de aumentar em cerca de 19 mil euros.

Analogamente, para o caso do Roxo verifica-se que os custos de investimento inicial poderiam ser reduzidos em cerca de 0,81 M€ em relação à solução de nanofiltração, passando esta a apresentar-se como a mais económica em relação aos custos de C.C.. Em relação à solução de osmose inversa os custos de investimento mantêm-se praticamente inalterados, pois a produção de água prevista é de 6,82 $L.hab^{-1}.d^{-1}$, sendo muito próxima dos 2 $L.hab^{-1}.d^{-1}$ necessários para satisfazer as necessidades de consumo humano directo, sendo no entanto a redução de custos de cerca de 0,11 M€.

8 DISCUSSÃO

A tendência evolutiva da qualidade dos meios hídricos, de uma forma geral, é negativa, sendo a sobreexploração deste recurso actualmente uma das problemáticas ambientais pertinentes.

A degradação das massas de água emergiu quer por descargas de águas residuais não regulamentadas e escorrências de poluição difusa, quer pelo crescente consumo deste recurso associado ao desenvolvimento económico e hábitos sócio-culturais.

Por outro lado, as questões de Saúde Pública associadas ao consumo de água imprópria e a crescente valorização e preocupação ambiental provocaram a imposição de medidas legais cada vez mais restritas no tratamento de água para consumo humano.

Estes factores deram origem ao aparecimento de sistemas de tratamento de águas que começam a apresentar capacidade limitada face à qualidade da água na origem, surgindo a necessidade da sua reabilitação, para a realização de um abastecimento público em conformidade com o legislado.

Deste modo, consideraram-se pertinentes os objectivos deste trabalho, pois com este estudo analisou-se a qualidade da água de duas albufeiras e as limitações das respectivas linhas de tratamento, tendo-se proposto soluções técnico-económicas para garantir o abastecimento público em qualidade e quantidade adequada.

Por outro lado, o tipo de abordagem efectuada na presente dissertação, revela-se importante devido à carência deste género de instrumentos, por estabelecer novas perspectivas de avaliação dos recursos hídricos e sistemas de tratamento e apoiar a tomada de decisão de reabilitações passíveis de aplicação em linhas de tratamento.

Assim, na fase de avaliação dos recursos hídricos do presente estudo, instituiu-se uma metodologia de análise da qualidade dos meios hídricos associados ao abastecimento público, de modo a verificar a sua adequação para o fim pretendido. Esta metodologia consiste numa avaliação da conformidade legal para a produção de água e água para consumo humano, verificação de relações entre profundidades e parâmetros e tendências evolutivas dos parâmetros nas massas de água, o que se revelou um meio de diagnóstico fiável para a apreciação da qualidade das massas de água e verificação do progresso dos parâmetros na série temporal observada.

Relativamente à avaliação dos sistemas de tratamento, adoptou-se a metodologia dos limites dos sistemas de tratamento e de utilização de uma unidade adimensional de

qualidade (Unidade de Domínio). Esta abordagem permitiu estabelecer os limites de tratamento dos diferentes sistemas para os parâmetros analisados e determinar o peso e importância relativa desses parâmetros nos sistemas. Este modo de avaliação dos sistemas de tratamento verificou-se eficaz, dado que possibilitou constatar, para os casos de estudo, quais os parâmetros mais relevantes e as limitações das linhas de tratamento das ETA's de Monte Novo e Roxo.

Através das avaliações dos recursos hídricos e dos sistemas de tratamento estipulou-se um modo de verificação de parâmetros limitantes para sistemas de tratamento de água. Desta forma, as avaliações assumidas constituíram uma ferramenta útil, quer para verificar a adequação dos sistemas de tratamento existentes e perspectivar o seu horizonte de projecto ou determinar da necessidade de realização de reabilitações.

No que se refere ao apoio à tomada de decisão de reabilitações passíveis de aplicação em linhas de tratamento, na presente dissertação geraram-se as curvas correspondentes a funções custo para diferentes soluções de reabilitação, sendo de referir que para a proposta de reabilitação de sistemas de tratamento de águas residuais, apenas se contemplou os custos de construção, e nas restantes soluções as funções de custo geradas contemplam os custos de construção e operação e manutenção.

Contudo, as funções de custos consideradas para as diferentes reabilitações propostas, apenas consideram um horizonte de projecto de vinte anos, aspecto que limita a avaliação, pois a análise para diferentes horizontes temporais poderá gerar distintos resultados e conclusões. Por outro lado, estas funções de custo foram aplicadas aos dois casos de estudo, embora estas não considerem a contextualização da realidade das situações observadas, nem tenham sido comparadas com custos de situações reais.

Especificamente, no caso das reabilitações propostas para os sistemas de tratamento de águas residuais, importa referir que não foi considerada a componente ambiental das massas de água, relativa à qualidade dos ecossistemas, embora esta tenha reconhecido interesse para a realização de uma análise integrada de todos os custos.

Importa porém referir, que relativamente à solução de reabilitação das linhas de tratamento mantendo o sistema de tratamento convencional, revelou-se ser esta a solução mais económica, para além de garantir o abastecimento no local de consumo. Contudo esta solução apresenta-se como a mais vulnerável a variações da qualidade da água, que as restantes tecnologias abordadas para o tratamento de água.

No que respeita às soluções de reabilitação das linhas de tratamento através de processos não convencionais, verificou-se em termos técnicos que estas são mais vantajosas que os

tratamentos convencionais, por se tratar de soluções de tratamento mais eficazes, embora a custos mais elevados, sendo a solução de osmose inversa a solução mais onerosa. Outra desvantagem associada a estas soluções, relaciona-se com o facto do abastecimento de água se efectuar através de um ponto de distribuição e não directamente à população.

Relativamente à última solução proposta, que consiste na reabilitação de sistemas de tratamento de águas residuais, constatou-se, na generalidade, que estas soluções apresentam o investimento inicial mais baixo, tendo-se verificado também, através da análise dos custos de investimento inicial, que as soluções de tratamento não convencionais apresentam-se mais económicas que as reabilitações convencionais consideradas. Esta última solução demonstrou-se também a solução mais adequada em termos ambientais, pois aplica-se o princípio da prevenção/redução na fonte, que consiste na actuação o mais a montante possível na cadeia causal geradora dos problemas ambientais, evitando deste modo a degradação das massas de água.

Desta forma, verifica-se que a metodologia adoptada na presente dissertação, é útil para emprego na fase de estudo prévio de projectos, quer para avaliação dos sistemas de tratamento existentes, quer para constatação da melhor opção de reabilitação, além de permitir intervenções atempadas nos sistemas, o que se pode traduzir em poupanças significativas de custos de engenharia, correspondentes à verificação ou concepção de sistemas de tratamento de água.

9 CONCLUSÕES

Da realização da presente dissertação, obtiveram-se as seguintes conclusões:

- na verificação da conformidade legal para a produção de água para consumo humano, verificou-se que a classificação de uma forma geral para ambos os casos de estudo foi inferior a A3, sendo que a conformidade legal referente à água para consumo humano, revelou principalmente excedências nos parâmetros relacionados com a matéria orgânica e azoto;
- relativamente às relações entre diferentes profundidades, verificou-se pelos dois métodos de análise aplicados, que os parâmetros que apresentaram relações directas passíveis de efectuarem estimativas ao longo da coluna de água foram para ambos os casos de estudo a clorofila-*a*, cor e temperatura, destacando-se ainda o CBO_5, nitrato, nitrito e oxigénio dissolvido no casos de estudo do Roxo. Pelas metodologias adoptadas nesta etapa do estudo e por comparação entre as ordens de grandeza das concentrações observadas ao longo da coluna de água para os diferentes parâmetros, concluiu-se também que as duas massas de água analisadas apresentam características de homogeneidade entre os diferentes níveis de profundidade, não se verificando fenómenos de estratificação, embora em Monte Novo se tenha constatado fenómenos de deposição de ferro e manganês no nível mais baixo de captação;
- no que se refere às relações entre parâmetros, concluiu-se que apenas a abordagem da metodologia das correlações de Pearson revelaram resultados satisfatórios. Através deste método, observou-se que as relações directas passíveis de efectuarem estimativa entre os parâmetros, no caso de estudo de Monte Novo foram, para o nível intermédio de profundidade as observadas entre azoto Kjeldahl e clorofila-*a*, cor e ortofosfato, e SST com fósforo e ortofosfato, sendo que à superfície se destacaram as relações entre ortofosfato e os parâmetros fósforo e SST. Por outro lado, no Roxo observaram-se relações satisfatórias entre os pares de parâmetros CBO_5 e clorofila-*a*, CBO_5 e oxidabilidade e CQO e clorofila-*a*, para o nível inferior de análise, entre a clorofila-*a* e os parâmetros CBO_5, oxidabilidade e SST para o nível intermédio de profundidade e entre o parâmetro azoto amoniacal e clorofila-*a* à superfície;
- na verificação da tendência evolutiva dos parâmetros, não se constatou um padrão evolutivo para os parâmetros analisados em ambos os casos de estudo, verificando-se que existiam parâmetros que apresentavam uma ligeira tendência decrescente, o que indicaria uma melhoria da qualidade da água das albufeiras observadas. Mas, em contrapartida, alguns parâmetros relacionados com a matéria orgânica revelaram

acentuadas tendências crescentes, que demonstrou a degradação das massas de água devido à presença de matéria orgânica;

- pela aplicação da metodologia das unidades de domínio, verificou-se o peso e importância relativa dos parâmetros analisados para os diferentes esquemas de sistemas de tratamento. Paralelamente, com a aplicação da metodologia dos limites dos sistemas de tratamento aos casos de estudo, averiguou-se que os parâmetros limitantes dos sistemas eram o CBO_5, CQO e oxidabilidade, dado que estes parâmetros excediam os limites suportados pelo sistema ST6, correspondente às linhas de tratamento estudadas. Através do cruzamento dos resultados destas duas metodologias e da tendência evolutiva dos parâmetros concluiu-se que o CBO_5 se apresentava como parâmetro limitante para ambos os casos de estudo;
- relativamente as reabilitações propostas para o tratamento de água, verificou-se na primeira solução que a diferença de custos totais entre os sistemas implantados (ST6) e as reabilitações propostas (ST8) foi de aproximadamente 4,7 e 5,3 M€, para os casos de Monte Novo e Roxo respectivamente. Através desta diferença de custos estimou-se a produção de caudal passível de se produzir pelas soluções de nanofiltração e osmose inversa, para consumo humano directo. Desta forma verificou-se que na solução de nanofiltração era passível a produção de 16,99 e 22,90 $L.hab^{-1}.dia^{-1}$, para Monte Novo e Roxo respectivamente. Na solução de osmose inversa averiguou-se a possibilidade de produzir cerca de 6,82 $L.hab^{-1}.dia^{-1}$ no Roxo, sendo que em Monte Novo apenas se poderiam produzir 1,28 $L.hab^{-1}.dia^{-1}$, de onde se conclui neste último caso de estudo, a incapacidade de aplicação de osmose inversa por serem produzidos menos de 2 $L.hab^{-1}.dia^{-1}$, sendo este o valor estipulado como necessário para consumo humano directo. Por outro lado, calculando os custos associados apenas à produção de água para satisfazer as necessidades de consumo humano, verificou-se, em relação à nanofiltração, que se poderia reduzir os custos de investimento, relativamente às reabilitações a ST8, em cerca de 2,4 e 3,0 M€, nos casos de Monte Novo e Roxo, ao passo que para a osmose inversa poder-se-ia reduzir os custos de investimento em cerca de 550 mil €, no caso do Roxo, dado que a solução de Monte Novo não garante as necessidade de 2 $L.hab^{-1}.dia^{-1}$. A análise das funções de custos totais obtidas para as diferentes soluções, permitiu também concluir que a solução de reabilitação a ST8 se apresenta como a mais económica, seguida pela solução de nanofiltração e por fim a solução de osmose inversa, para os casos observados, contudo concluiu-se que para sistemas de tratamento com capacidade máxima de produção superiores a 400 $m^3.h^{-1}$ a solução de nanofiltração apresenta-se mais dispendiosa que a solução de osmose inversa;

- no que respeita à última solução proposta, onde se efectuou o cálculo do custo de investimento inicial da reabilitação de sistemas de tratamento de águas residuais, consistindo este na passagem dos sistemas de tratamento secundários instalados a tratamento terciário, verificou-se que o custo desta reabilitação para o sistema de lamas activadas presente na bacia hidrográfica de Monte Novo foi de 61328 €, enquanto que para os sistemas de lagoas de estabilização implantados na bacia do Roxo o custo estimado foi de cerca de 1,6 M€. Através destes custos obtidos, e comparativamente aos custos de investimento inicial das restantes soluções, conclui-se ser esta a solução mais económica, em termos de custo de construção, seguida pela solução de nanofiltração e osmose inversa e finalmente a solução de reabilitação mantendo o sistema de tratamento convencional, que apresenta um investimento bastante mais elevado. Observa-se também que no caso de estudo do Roxo que as soluções de tratamento não convencionais apresentam custos de investimento inicial próximos dos previstos para a reabilitação dos sistemas de lagoas de estabilização. Contudo, calculando os custos associados apenas à produção de água para satisfazer as necessidades de consumo humano directo, através das funções de custo de construção dos sistemas de separação por membranas, observam-se reduções dos custos de investimento inicial, excepto no caso da solução de osmose inversa em Monte Novo, destacando-se o caso da aplicação da separação por membranas por nanofiltração no Roxo, onde se constata acabar por ser esta a solução mais económica em relação aos custos de construção.

10 PERSPECTIVAS DE TRABALHO FUTURO

Pela realização da presente dissertação, constata-se que teria interesse a continuidade deste trabalho e ampliar o âmbito de estudo através dos seguintes aspectos:

- aumentar o número de parâmetros de análise, de forma a contemplar todos os parâmetros legislados;
- contabilizar os custos de operação e manutenção dos sistemas de tratamento de águas residuais;
- incluir os custos associados ao tratamento da fase sólida, dos sistemas de tratamento de águas e águas residuais;
- alargar o estudo a outro tipo de tecnologias de tratamento não convencionais, como microfiltração, ultrafiltração e diálise;
- considerar diferentes horizontes de projecto e taxas de actualização, para possibilitar previsões;
- adoptar uma metodologia de estimativa de custos, facilitando a incorporação de dados históricos existentes, designadamente referentes à realidade nacional;
- estudar um modelo integrado da gestão de meios hídricos baseado não apenas na componente económica, mas também na componente ambiental;
- construir um algoritmo de cálculo automático;
- transpor a metodologia adoptada para outros usos da água.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICAS

- Afonso, M.D., J.O. Jaber, M.S. Mohsen. 2004. Brackish groundwater treatment by reverse osmosis in Jordan, *Desalination*, 164, 157-171pp.
- Agência Europeia do Ambiente (AEA). 2000. Recursos hídricos na Europa: uma utilização sustentável?. *Relatório de avaliação ambiental*, 35pp.
- Agência Europeia do Ambiente (AEA). 2005. O ambiente na Europa – Situação e perspectivas 2005, 403pp.
- Agência Portuguesa do Ambiente (APA). 2007. Atlas do Ambiente, http://www.iambiente.pt
- Aieta, E.M., J.D. Berg. 1986. A review of chlorine dioxide in drinking water treatment. *J. Am. Water Works Assoc*., 78(6), 62-71pp.
- Almeida, C., J. Nascimento, L. Vilas Boas, M.A. Cavaco, M.J. Benoliel. 1998. Tratamento de água: sub-produtos da cloragem. *4º Congresso da água*, Lisboa.
- Almeida, M.G. 2005. Contribuição para o estudo da avaliação de instalações de tratamento de águas. Desenvolvimento de um algoritmo de cálculo automático, Dissertação de Doutoramento da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 282pp.
- American Water Works Association (AWWA)/American Society of Civil Engineers (ASCE).1998. *Water Treatment Plant Design*, 3rd edition, McGraw-Hill Publishing Company, 806pp.
- AWWA. 1999. *Water Quality and Treatment*, A Handbook of Comminity Water Supplies, 5th edition, Published by McGraw-Hill, Inc., New York.
- Amjad, Z. 1993. *Reverse Osmosis: Membrane Technology, Water Chemistry, and Industrial Applications*, Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
- Arvin E., M. Henze, P. Harremoes, J Cour Jansen. 2002. *Wastewater treatment, biological and chemical processes*, 3rd edition, Published by Springer, 420pp.
- Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas (APDA). 2007. http://www.apda.pt/
- Barba D., P. Caputi, D. Cifoni. 1997. Drinking water supply in Italy. *Desalination,* 113, 111-117pp.
- Berg, G.B., C.A. Smolders. 1988. Flux Decline in Membrane Processes. Filtration e Separation, 25(2), 115-121pp.
- Bond, A.W. 1960. Behavior of suspensions. *J. Environ. Eng. Div*., 87, 73-99pp.
- Bratby, J. 1980. *Coagulation and Flocculation*. Uplands Press Ltd, Croydon CR9 1LB, England, 354pp.
- Bruggen, B.V., K. Everaert, D. Wilms, C. Vandecasteele. 2001. Application of nanofiltration for removalof pesticides, nitrate and hardness from ground water:

rejection properties and economic evaluation, Journal of Membrane Science, 193, 239-248pp.

- Camel, V., A. Bermond. 1998. The use of ozone and associated oxidation processes in drinking water treatment. *Water Res.,* 32(11), 3208-3222pp.
- Carlson, L.H. 2006. Optimização de um sistema de separação da mistura CO_2 supercrítico/limoneno com membranas de osmose inversa, Dissertação de Pós-Graduação da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 209pp.
- Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Alentejo (CCDR-A). 1999. Identificação e caracterização das fontes de carácter pontual localizadas em bacias hidrográficas das albufeiras destinadas à produção de água para consumo e em bacias drenantes para zonas baleares, 61pp.
- Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Alentejo (CCDR-A). 2004. Principais albufeiras do Alentejo monitorizadas, 68pp.
- Costa, A.R., M.N. de Pinho. 2005. Performance and cost estimation of nanofiltration for surface water treatment in drinking water production, *Desalination*, 196, 55-65pp.
- D.G.A. 2000. Ambientes Dulciaquícolas. *Relatório do Estado do Ambiente 1999*. Edição da Direcção Geral do Ambiente.
- Damez, F., J.C. Dernaucourt. 1979. L´ozone avant floculation, *La Technique de l´eau et de l´assainissement*, 388, Avril, 17-28pp.
- Degremont. 1989. Memento technique de l´eau, neuviéme Edition, Lavoisier – Technique et Documentation. Paris. 1459pp.
- DeWaters, J.E., F.A. DiGiano. 1990. The influence of ozonated natural organic matter on the biodegradation of a micropollutant in a GAC bed. *J. Am. Water Works Assoc*., 82(8), 69-75pp.
- Dharmappa, H.B., P. Hagare. 1999. Economic analysis and design of crossflow microfiltration for water treatment systems. *Desalination,* 121, 1-11pp.
- Dietrich, A.M., M.P. Orr, D.L. Gallangher, R.C. Hoehn. 1992. Tastes and odors associated with chlorine dioxide. *J. Am. Water Works Assoc*., 84(6), 82-88pp.
- Dore, M.H.I. 2005. Forecasting the economic costs of desalination technology, *Desalination*,172, 207-214pp.
- Doyen, W. 1997. Latest developments in ultrafiltration for large-scale drinking water applications, *Desalination*, 113, 165-177pp.
- Duranceau, S. J. 2001. Reverse Osmosis and Nanofiltration Technology: Inorganic, Softening and Organic Control, American Membrane Technology Association’s Annual Symposium, August 5-8, 2001.
- Falconer I.R., M.T.C. Runnegar, T. Buckley, V.L. Huyn, P. Bradshaw. 1989. Using activated carbon to remove toxicity from drinking water containing Cyanobacterial blooms, *J. Am. Water Works Assoc*., 81(2), 102-105pp.

- Goel, S.H., M. Reymond, E.J. Bouwer. 1995. Biodegradation of NOM: effect of NOM source and ozone dose, *J. Am. Water Works Assoc*., 87(1), 90-105pp.
- Gorenflo, A., D. Velazquez-Padron, F.H. Frimmel. 2003. Nanofiltration of a German groundwater of high hardness and NOM content: performance and costs, *Desalination*, *151*, 253-265pp.
- Gumerman, R.C., R.L. Culp, S.P. Hasen. 1979. *Estimating Water Treatment Costs, Vol.2: Cost curves applicable to 1 a 200 mgd treatment plants*, U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/2-79-162b, 506pp.
- Habert, A. C., C.P. Borges, R. Nobrega. 1997. Processos de separação com membranas**,** Rio de Janeiro: COPPE / UFRJ, *Apostila.*
- Hall, E.L., A.M. Dietrich. 2000. A brief history of drinking water. Opflwo. 26(6), 46-49pp.
- Hart J., J.K. Fawell, B. Croll. 1998. The fate of both intra- and extracellular toxins during drinking water treatment, Water Supply, 16(1/2), 611-616pp.
- HDR Engineering, 2001. Handbook of Public Water Systems, 2nd edition, Published by John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Himberg K., A.M. Keijola, L. Hiisvirta, H. Pyysalo, K. Sivonen. 1989. The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from Microcystis and Oscillatoria cyanobacteria: A laboratory study, *Water Res*, 23(8), 979-984pp.
- Ho, W.S.W., K.K. Sirkar. 1992. Membrane Handbook. Van Nostrand Reinhold New York. 239-240pp.
- Huisman, I.R. 1977. *Rapid Filtration-Part.1*. Delft University of Technology, Department of Civil Engineering, Division of Sanitary Engineering.
- Instituto da Água (IA), 2005, Síntese da análise e Diagnóstico da situação actual, *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Guadiana*, vol I, 140pp.
- Instituto da Água (IA), 2003, Síntese da análise e Diagnóstico da situação actual, *Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Sado*, vol I, 121pp.
- Instituto do Ambiente (IA). 2005. Relatório do estado do ambiente 2004, 96pp.
- Institute for Environment and Sustainability (IES). 2007. Image 200 Database, http://ies.jrc.ec.europa.eu
- Instituto Geográfico Português (IGEO). 2007. Serviços de Pesquisa de Informação Geográfica, http://www.igeo.pt
- Instituto Geográfico do Exército (IGEOE). 2007. Sistema de Informação Geográfica, http://www.igeoe.pt
- Instituto Nacional da Água (INAG). 2007. Qualidade da água superficial/Anuário, http://snirh.inag.pt
- Instituto Regulador de águas e Resíduos (IRAR). 2004. Controlo da qualidade da água para consumo Humano em 2003. 141pp.

- IDEM. 2003. *Public health considerations for drinking water supplies*, Indiana Department of Environmental Management, Chapter 6. www.in.gov/idem/water/dwb/constpercapdev/manual/comm/dwgmchap6.pdf - 2003-09-24.
- Jekel, M.R. 1998. Effects and mechanisms involved in preoxidation and particle separation processes, *Water Sci. Technol*. 37(10), 1-7pp.
- Kawamura, S. 2000. *Integrated Design and Operation of Water Treatment Facilities*. John Wiley & Sons, 691pp.
- Khalik A. , V.S. Praptowidodo. 2000. Nanofiltration for drinking water prodution from deep well water, Desalination, 132, 287-292pp.
- Kim, J., Y. Chung, D.Shin, M. Kim, Y. Lee, Y. Lim, D. Lee. 2002. Chlorination byproducts in surface water treatment process. Desalination. 151, 1-9pp.
- Laine, J.M.. 1997. Membrane Technology and its application to drinking water production, International Conference on water quality, Rio Grande, Brasil.
- Letterman, R.D, A. Amirtharajah, C.R. O´Melia. 1999. Coagulation and Flocculation *In*: *Water Quality & Treatment*, Letterman, R.D.(Ed), 5th edition, American Water Works Association, Published by McGraw-Hill.
- Liikanen, R., J. Yli-Kuivilab, J. Tenhunenc, R. Laukkanend. 2006. Cost and environmental impac of nanofiltration in treating chemically pré-treated surface water, Desalination, 201, 58-70pp.
- Luque, F.F. 1997. Técnicas y metodologia para la gestión del agua en ciudades: el caso del aprovechamiento del acuífero del rio Besós, Sociedad General de Agua de Barcelona, S.A. – AGBAR, 11pp.
- Mano, A.P. 2005a. Desinfecção, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, 8pp.
- Mano, A.P. 2005b. Filtração por membranas, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, 8pp.
- Masschelein, W.J. 1977. *Unit Operations.* vol. 1, International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering, Delft Netherlands, 176pp.
- Masschelein, W.J., 1992, *Unit processes in drinking water treatment*. Marcel Decker D.C., New York, Brussels, Hong Kong. 635pp.
- Merrill, D.T. 1978. Chemical conditioning for water softening and corrosion control Water *In: Treatment Plant Design*. Sanks, R.L. (Ed), Ann Arbor Science, Michigan, 845pp.
- Metcalf e Eddy (Eds). 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw-Hill International Editions, Series in Civil and Environmental Engineering, 1819pp.

- Nakatsuka, S., I. Nakate, T. Miyano. 1996. Drinking water treatment by using ultrafiltration hollow fibber membranes, *Desalination,* 106, 55-61pp.
- Nishijima, W., M. Okada. 1998. Particle separation as a pretreatment of na advanced drinking water treatment process by ozonation and biological activated carbon. *Water Sci Technol*. 37 (10), 117-124pp.
- Nishijima, W., Fahmi, T. Mukaidani, M. Okada. 2003, DOC removal by multistage ozonation-biological treatment, *Water Res*, 37,150-154pp.
- O´Connell, R.T. 1978. Suspended solids removal *In:Water Treatment Plant Design*. Sanks, R.L. (Ed), Ann Arbor Science, Michigan, 845pp.
- Olmos, C.F. 2002. Aplicación de la ósmosis inversa y la nanofiltracion en el acondicionamiento de aguas para calderas, Tesis Doctoral de la Universidad de Oviedo, Oviedo, 296pp.
- Pervov, A.G., E. V. Dudkin, O.A. Sidorenko, V.V. Antipov, S.A. Khakhanov, R.I. Makarov. 2000. RO and NF membrane systems for drinking water production and their maintenance techniques, *Desalination*, 132, 315-321pp.
- Pianta, R., M. Boller, D. Urfer, A. Chappaz, A. Gmtinder. 2000. Costs of conventional vs. membrane treatment for karstic spring water, *Desalination*, 131, 245-255pp.
- Qasim, S.R., E.M. Motley, G. Zhu. 2000. *Water Works Engineering- Planning, Design & Operation*, Published by Prentice Hall PTR, 844pp.
- Reid, C. E., E. J. Breton. 1959. Water and ion flow across cellulosic membranes. *Journal of Applied Polymer Science*, 1(2), 133-143pp.
- Richard, Y., 1987. *Vade-mecum du chef d´usine de traitment d´eau destinée à la consomation*, Association Générale des Hygiénistes et Techniciens Municipaux, Technique et Documentation – Lavoisier, Paris, 134pp.
- Stevenson, D.G.1999. *Water Treatment Unit Processes*, 2nd edition, Published by Imperial College Press, London. 474pp.
- Sukenik, A., B. Teltfh, A.W. Wachs, G. Shelef; I. Nir, D. Levanon. 1987. Effect of oxidants on microalgal flocculation, *Water Res.* 21(5), 533-539pp.
- Takeuchi, Y., K. Mochidzuki, N. Matsunobu, R. Kojima, H. Motohashi, S.Yoshimoto.1997. Removal of organic substances from water by ozone treatment followed by biological activated carbon treatment, *Water Sci. Technol*, 35(7), 171-178pp.
- Taylor, J. S. *et al.*, 1989. Cost and performance of a membrane pilot plant, *J. Am. Water Works Assoc*., 81, 52-60pp.
- U.S.EPA. 1983. Trihalomethanes in drinking water: sampling, analysis, monitoring, and compliance, EPA 570-9-83-002.
- U.S.EPA. 1999a. *25 Years of the Safe Drinking Water Act: History and Trends*, United States Environmental Protection Agency, EPA 816-R-99-07.

- U.S.EPA. 1999b. Alternative disinfectants and oxidants-guidance manual, United States Environmental Protection Agency, EPA 815-R-99-014.
- U.S.EPA. 2000. *The history of drinking water treatment*, United States Environmental Protection Agency, Office of Water, February, EPA-816-F-00-006.
- Wetzel, R.G. 1993. Limnologia. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa. 919pp.
- White, G.C. 1992. *Handbook of chlorination and alternative disinfectants*. Van Nostrand Reinhold, New York, NY.1308pp.
- Younos, T., K. E. Tulou. 2005. Overview of desalination techniques, *Journal os Contemporary Water Research & Education*, 132, 3-10pp.

Anexos

Anexo I

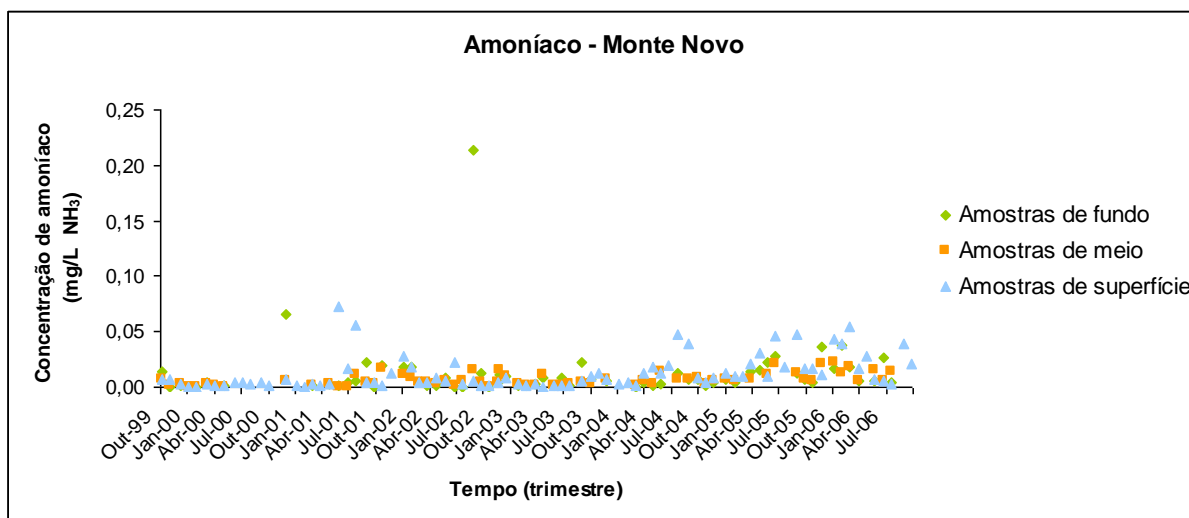



Figura A.1 – Resultados de amoníaco, Monte Novo

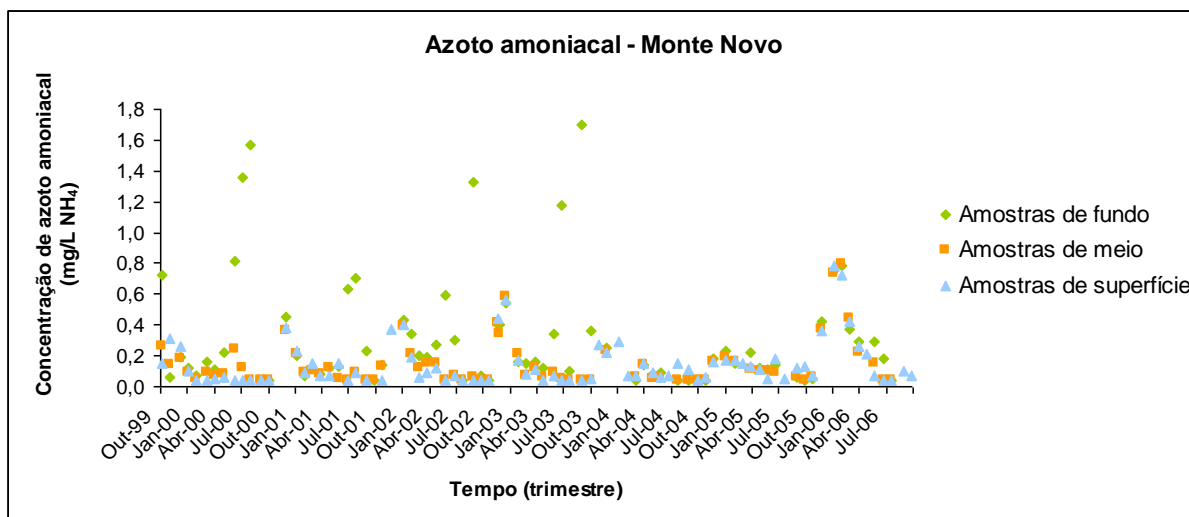



Figura A.2 – Resultados de azoto amoniacal, Monte Novo

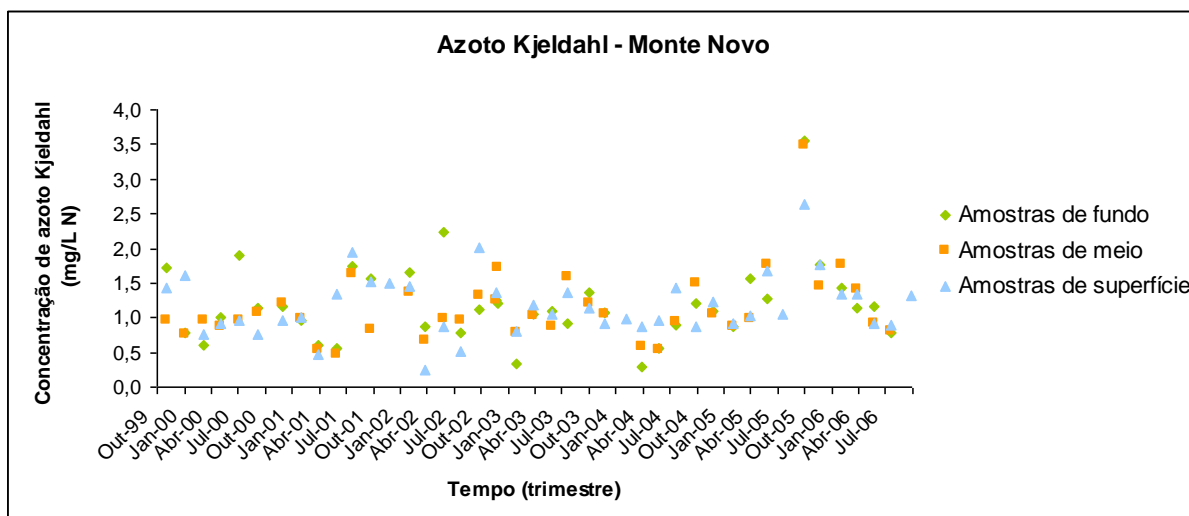



Figura A.3 – Resultados de azoto Kjeldahl, Monte Novo

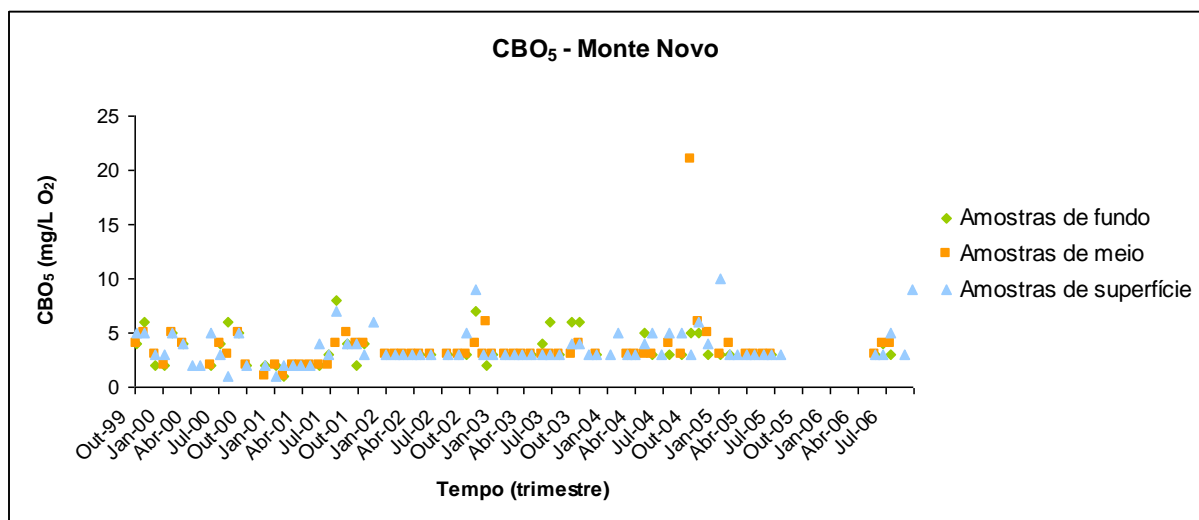



Figura A.4 – Resultados de CBO_5, Monte Novo

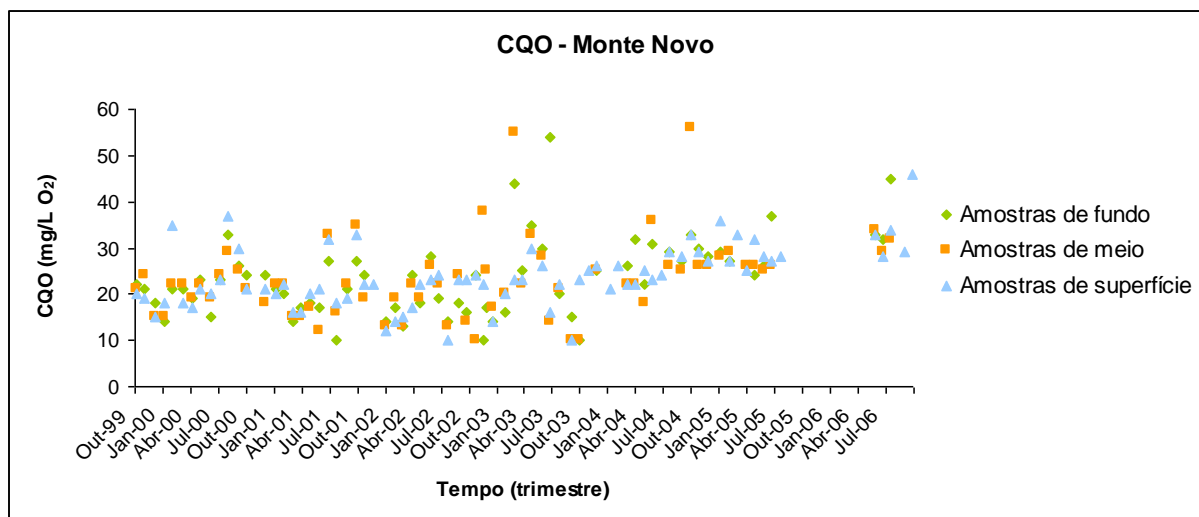



Figura A.5 – Resultados de CQO, Monte Novo

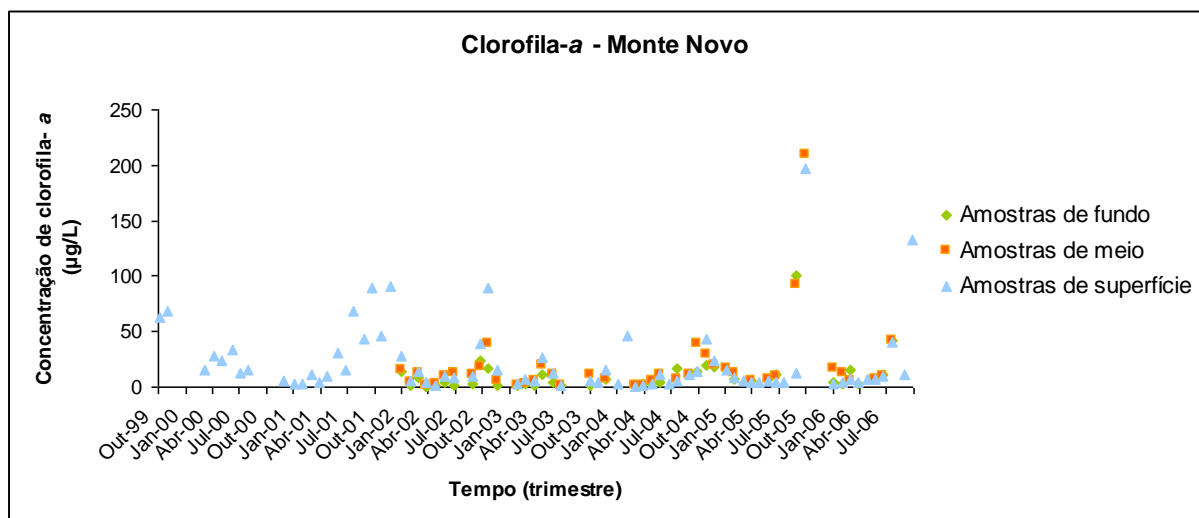



Figura A.6 – Resultados de clorofila-*a*, Monte Novo

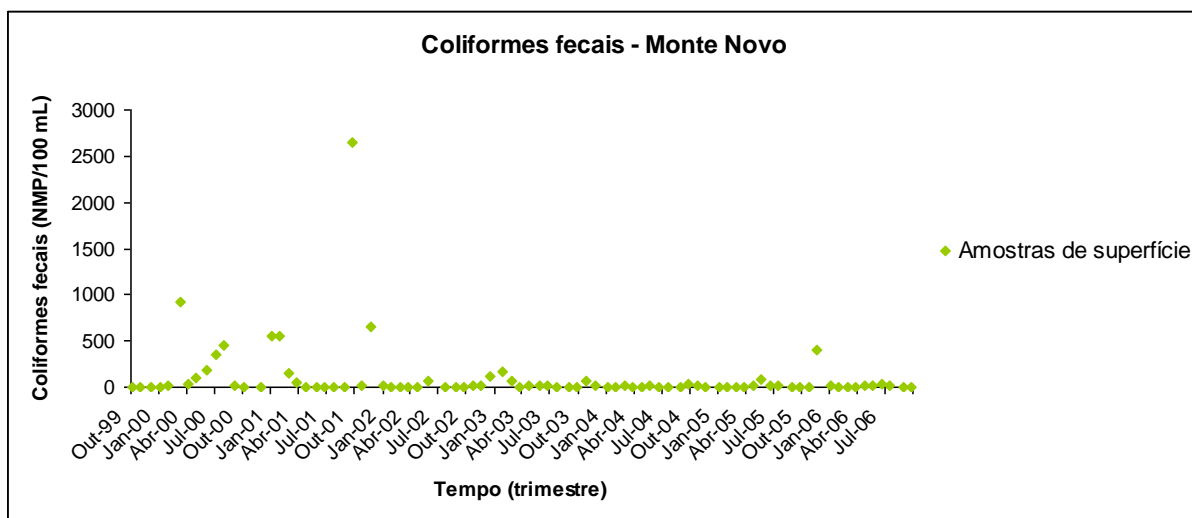



Figura A.7 – Resultados de coliformes fecais, Monte Novo

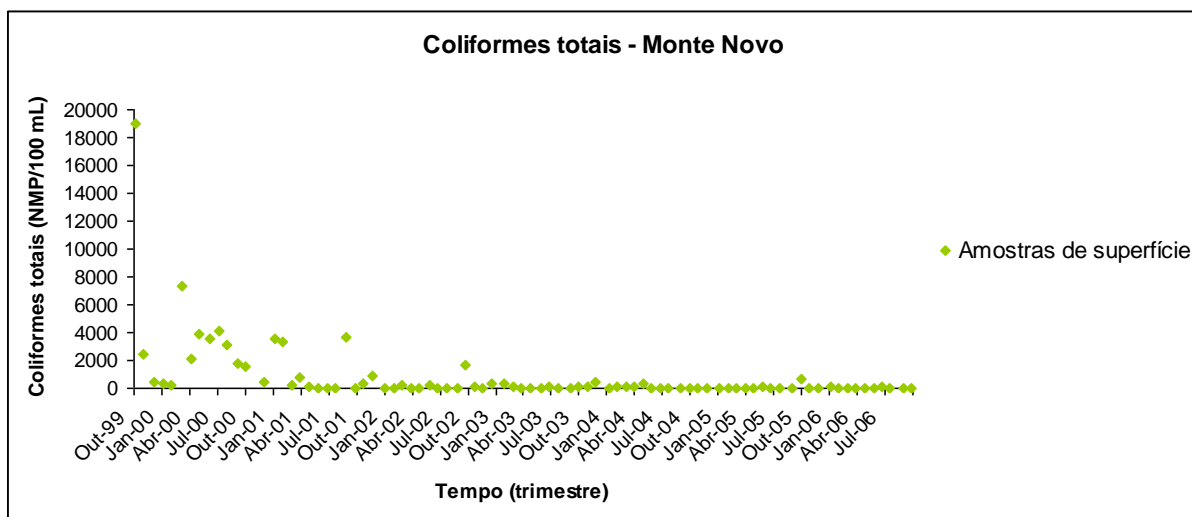



Figura A.8 – Resultados de coliformes totais, Monte Novo

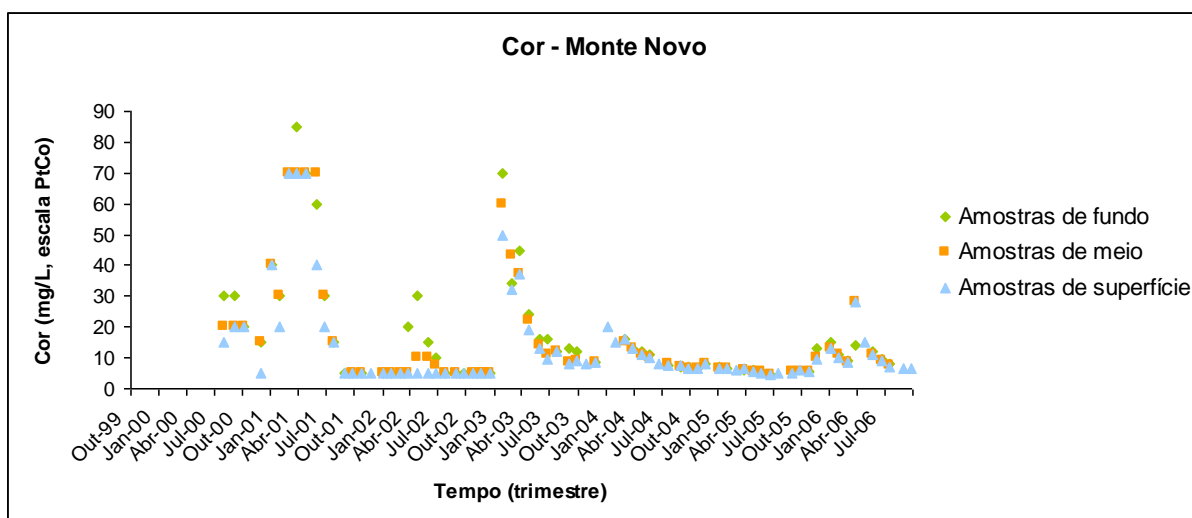



Figura A.9 – Resultados de cor, Monte Novo

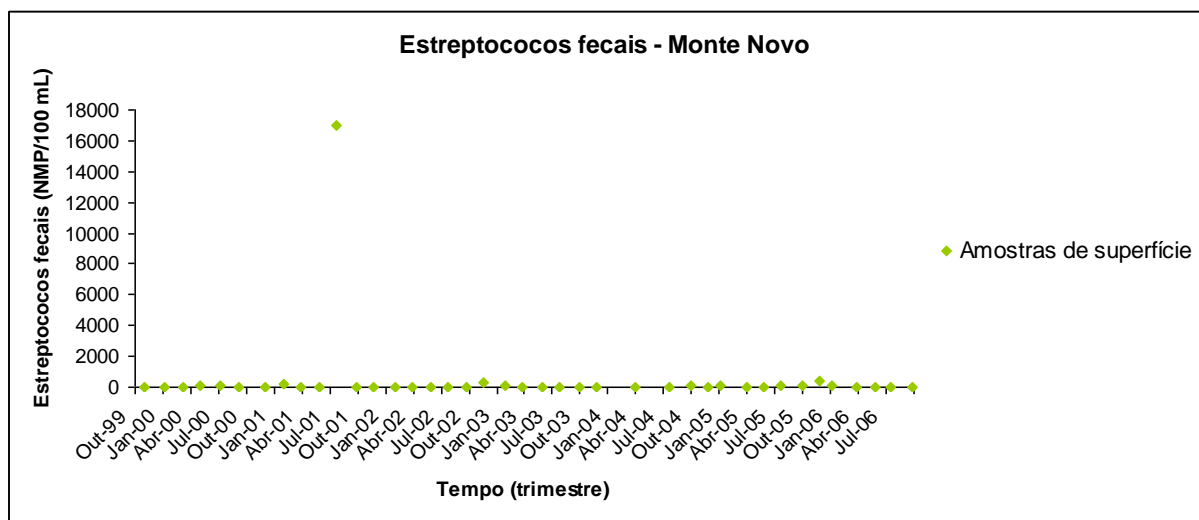



Figura A.10 – Resultados de estreptococos fecais, Monte Novo

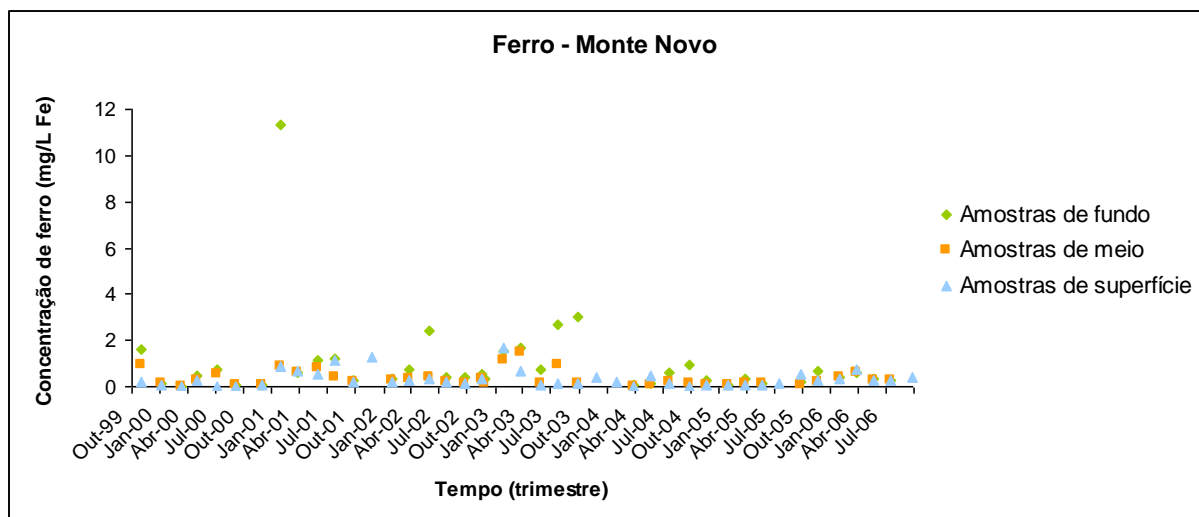



Figura A.11 – Resultados de ferro, Monte Novo

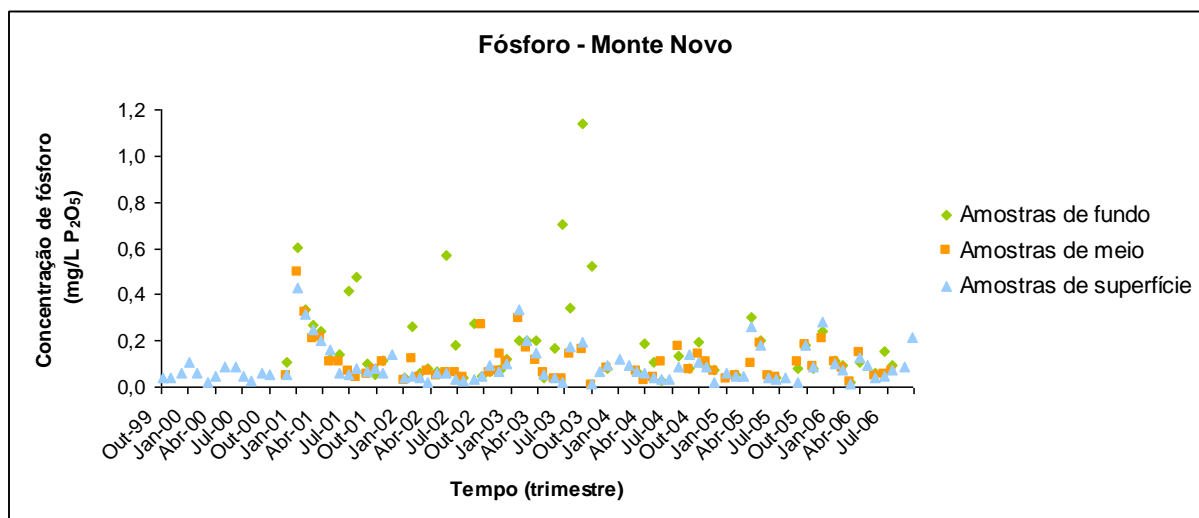



Figura A.12 – Resultados de fósforo, Monte Novo

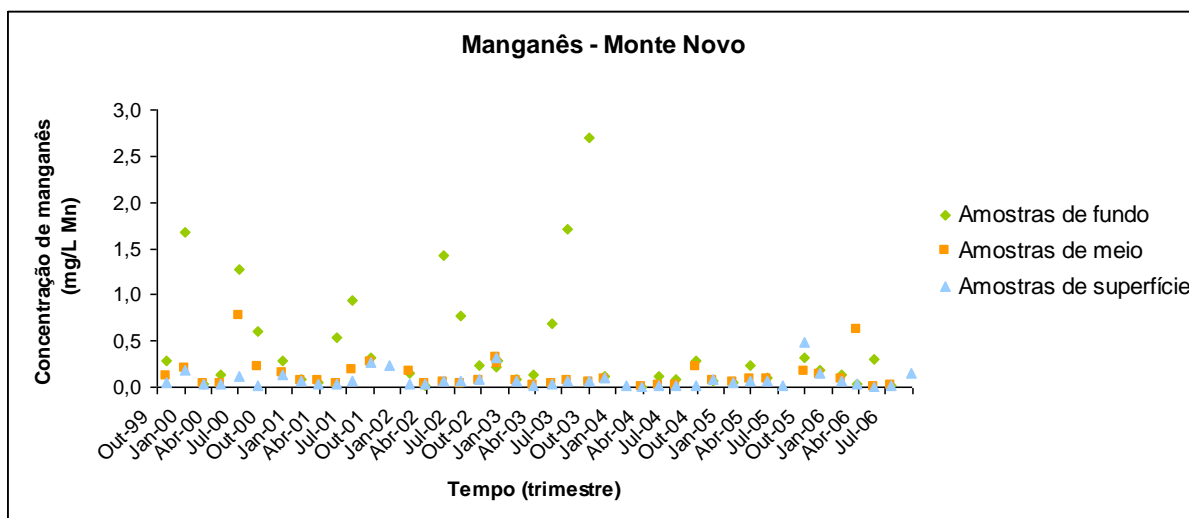



Figura A.13 – Resultados de manganês, Monte Novo

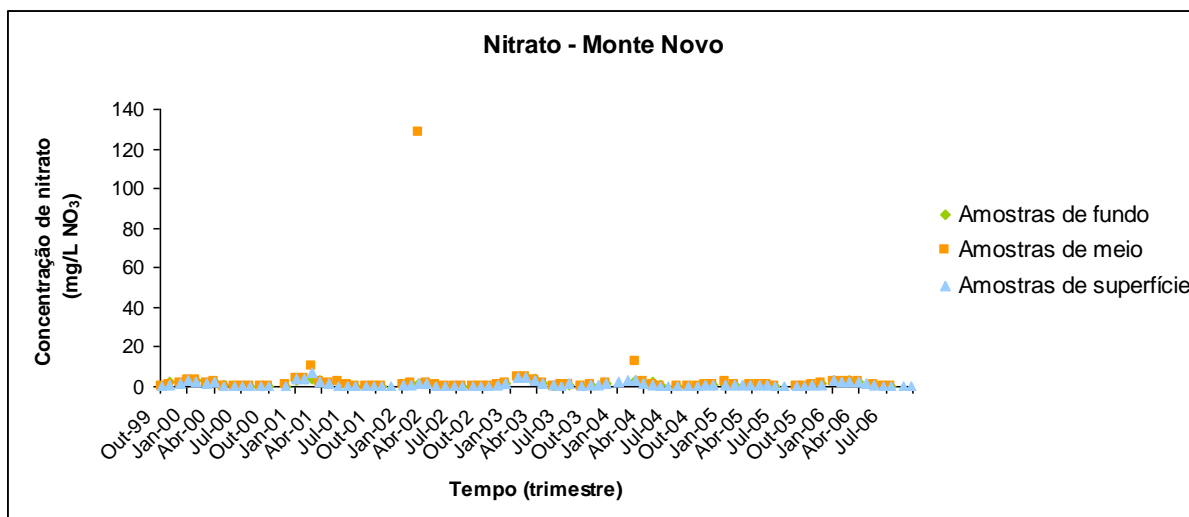



Figura A.14 – Resultados de nitrato, Monte Novo

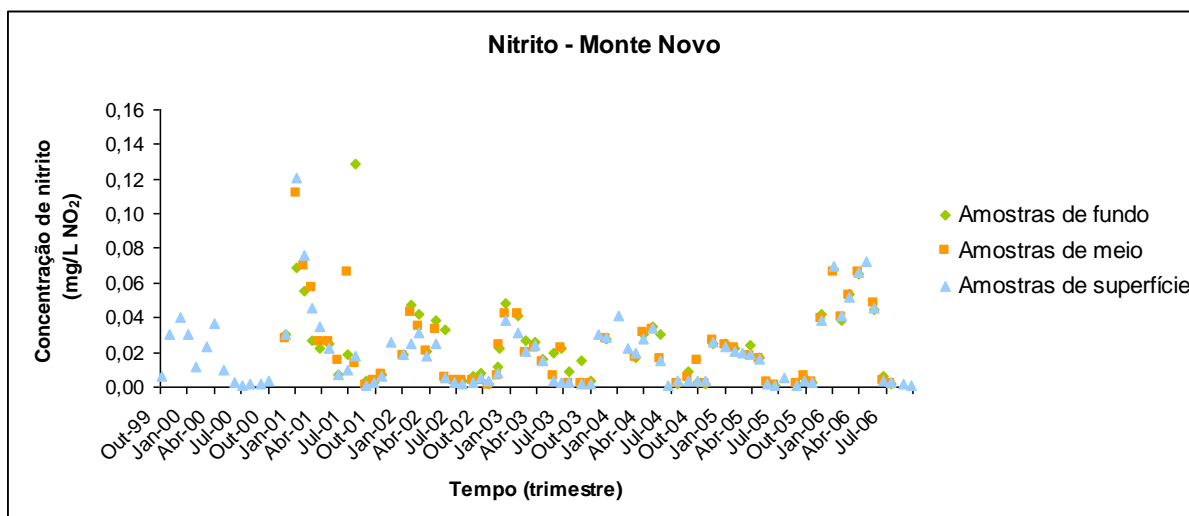



Figura A.15 – Resultados de nitrito, Monte Novo

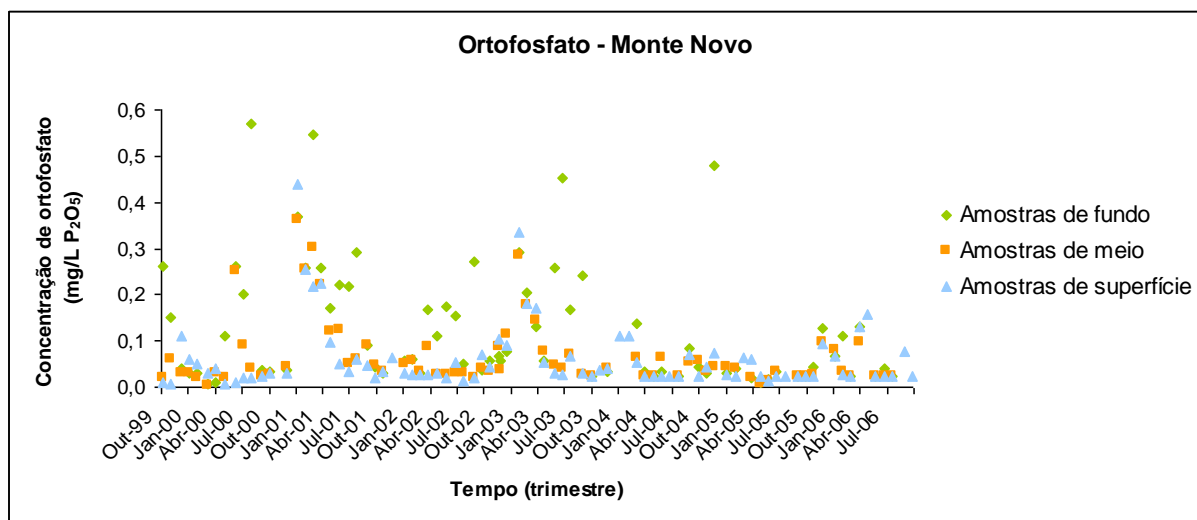



Figura A.16 – Resultados de ortofosfato, Monte Novo

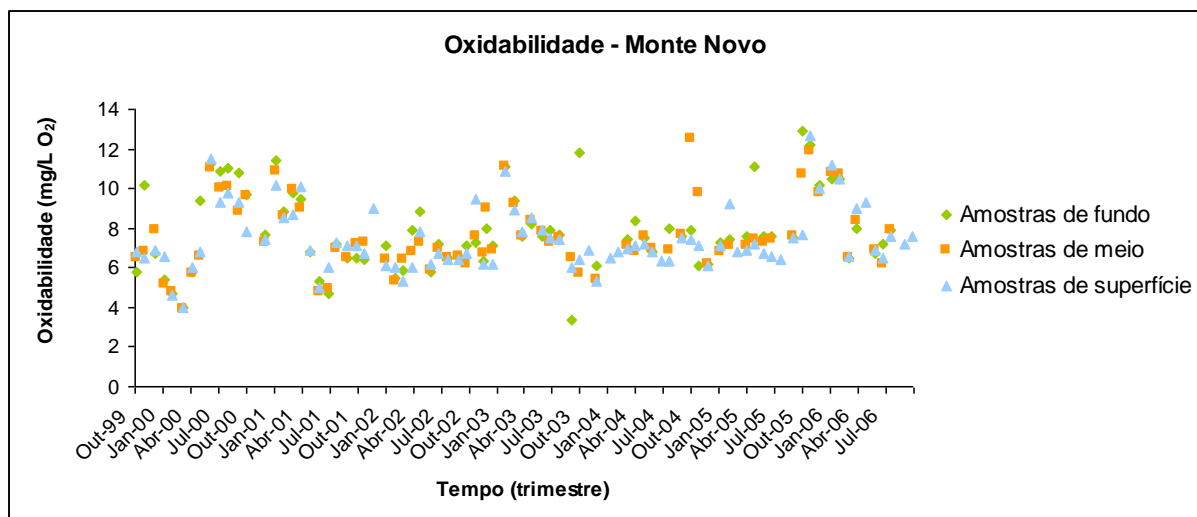



Figura A.17 – Resultados de oxidabilidade, Monte Novo

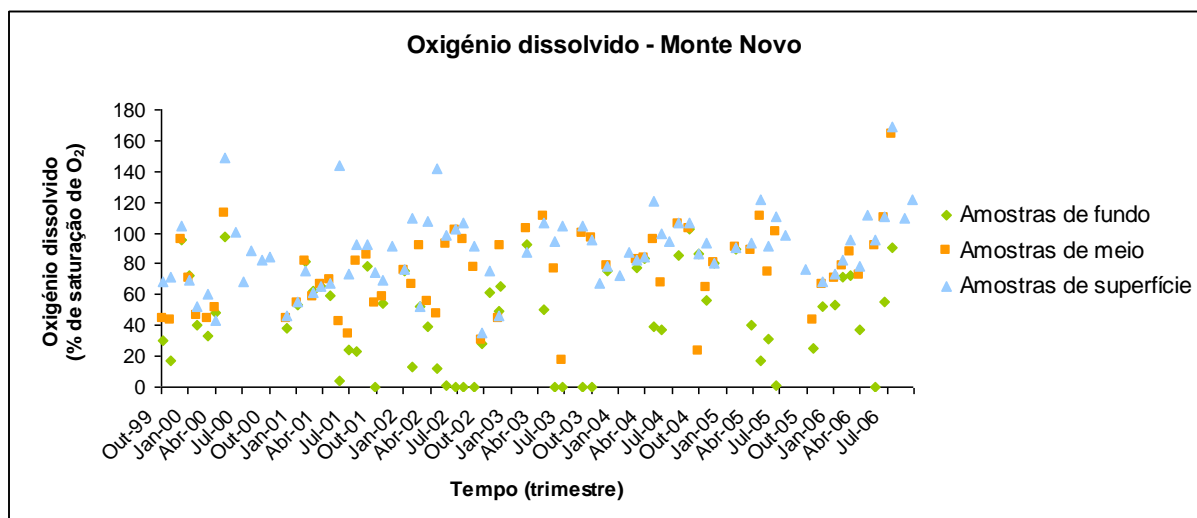



Figura A.18 – Resultados de oxigénio dissolvido, Monte Novo

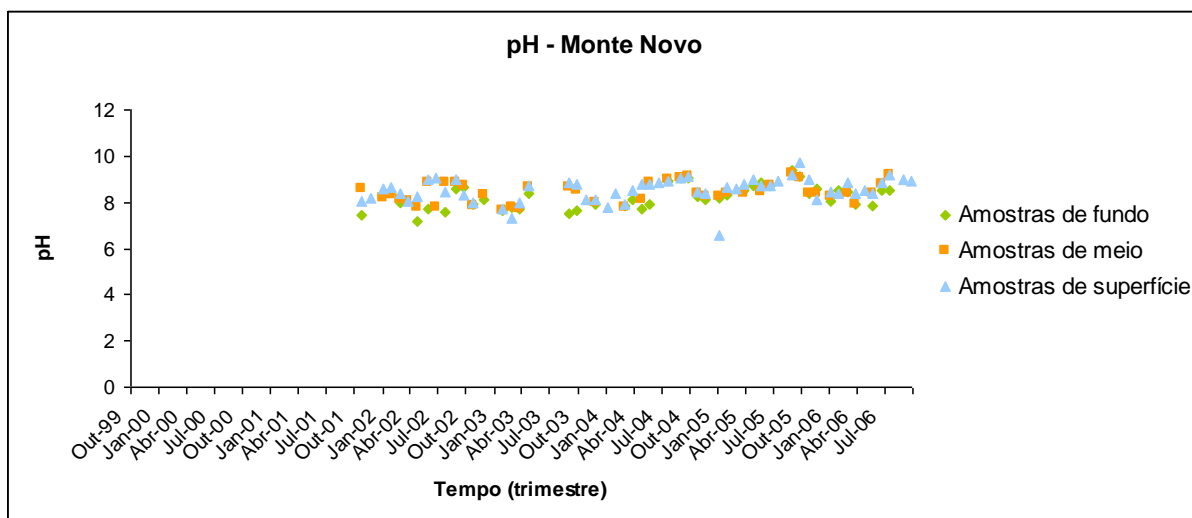



Figura A.19 – Resultados de pH, Monte Novo

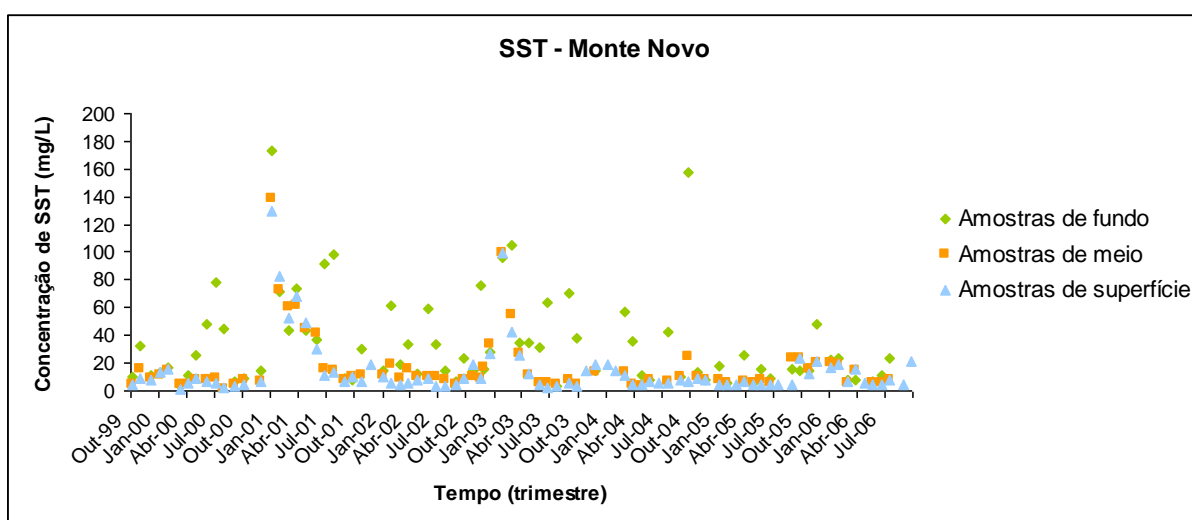



Figura A.20 – Resultados de SST, Monte Novo

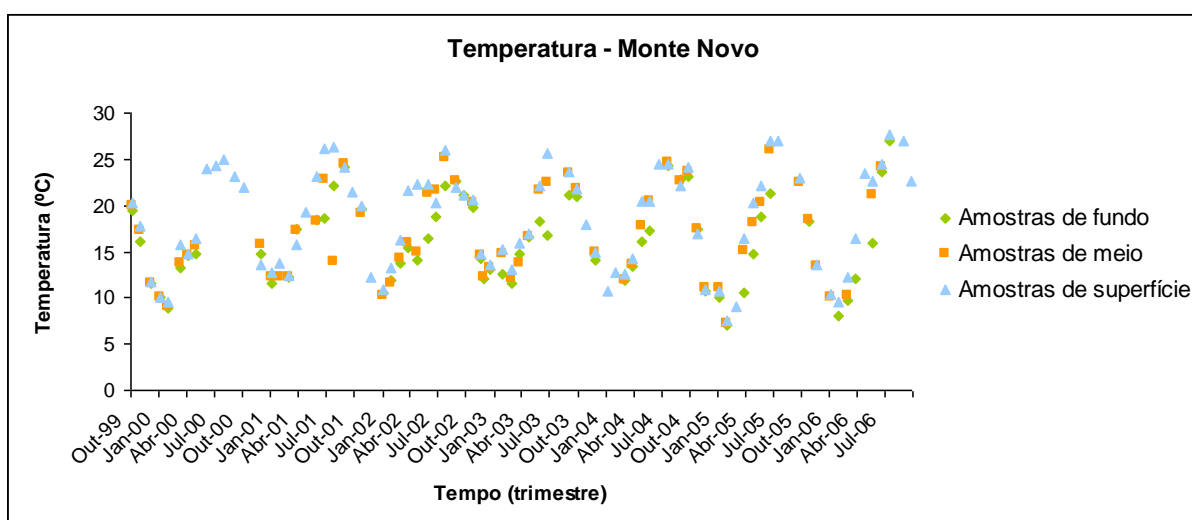



Figura A.21 – Resultados de temperatura, Monte Novo

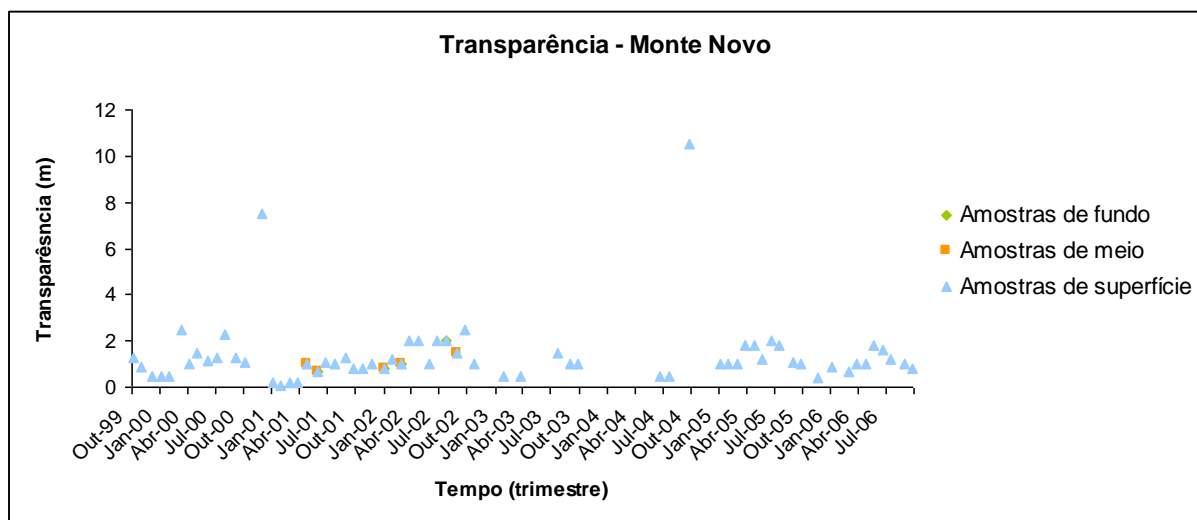



Figura A.22 – Resultados de transparência, Monte Novo

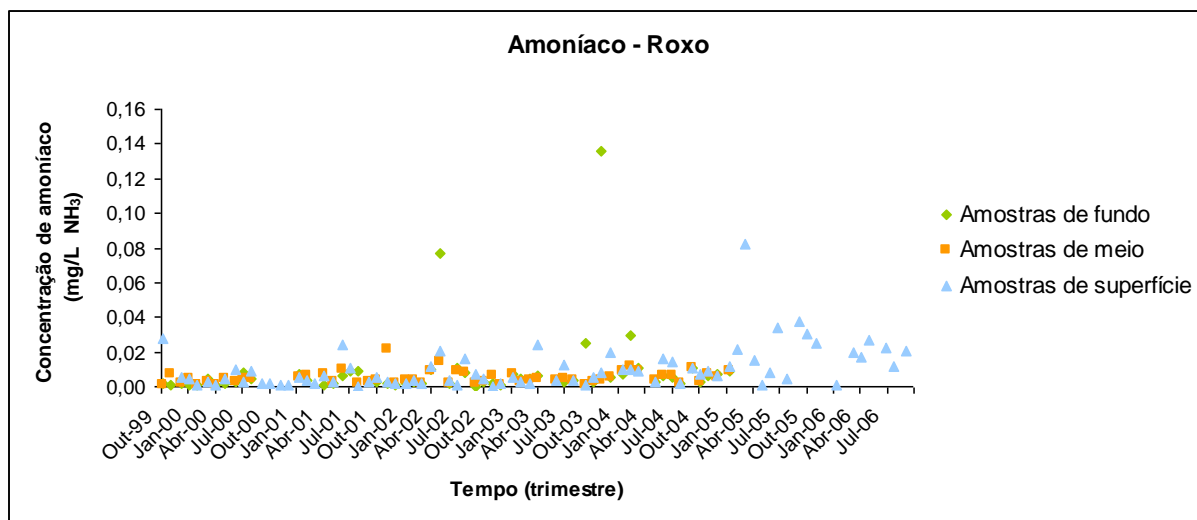



Figura A.23 – Resultados de amoníaco, Roxo

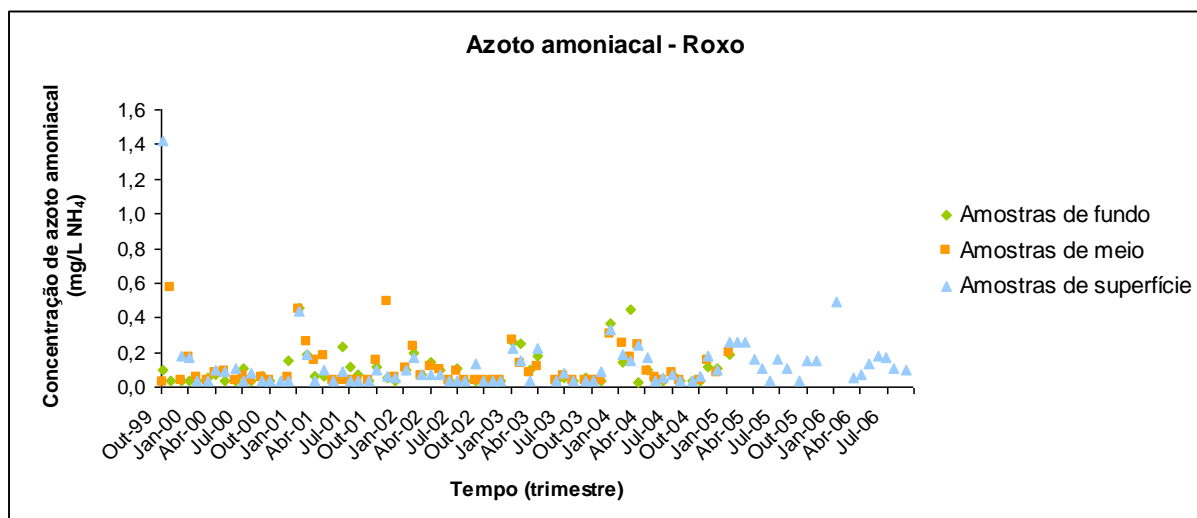



Figura A.24 – Resultados de azoto amoniacal, Roxo

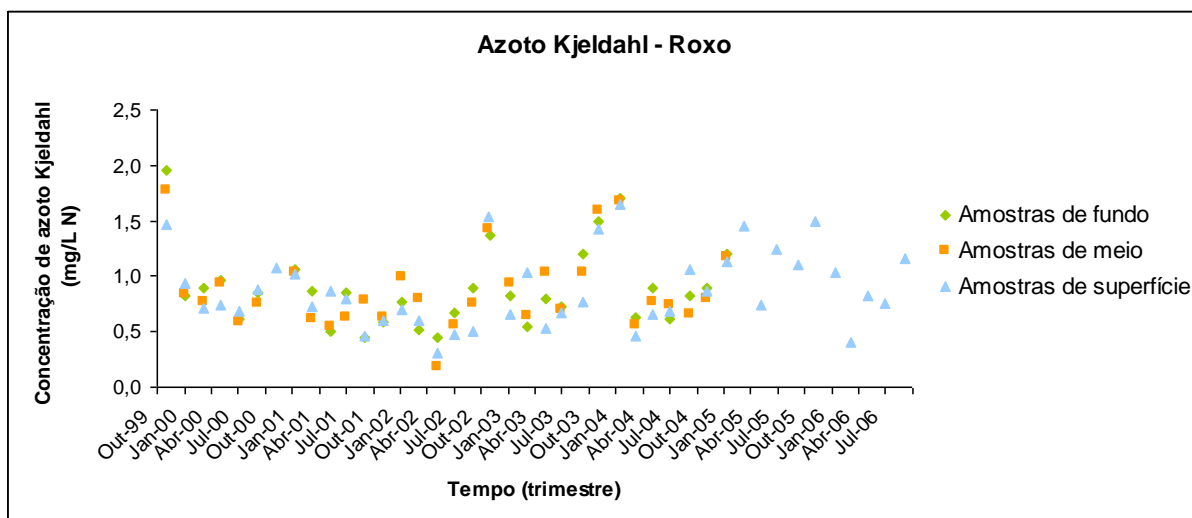



Figura A.25 – Resultados de azoto Kjeldahl, Roxo

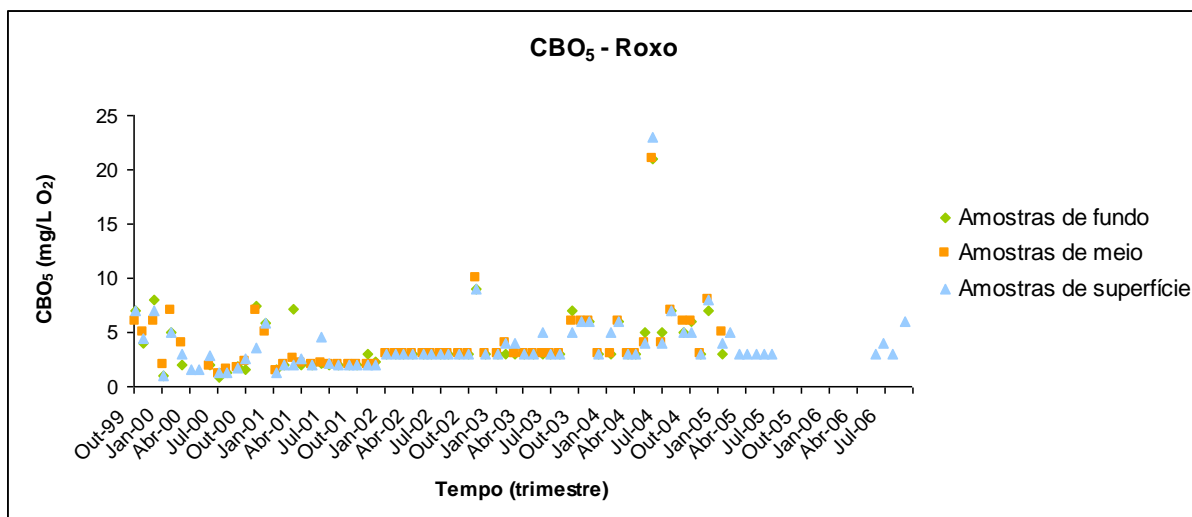



Figura A.26 – Resultados de CBO_5, Roxo

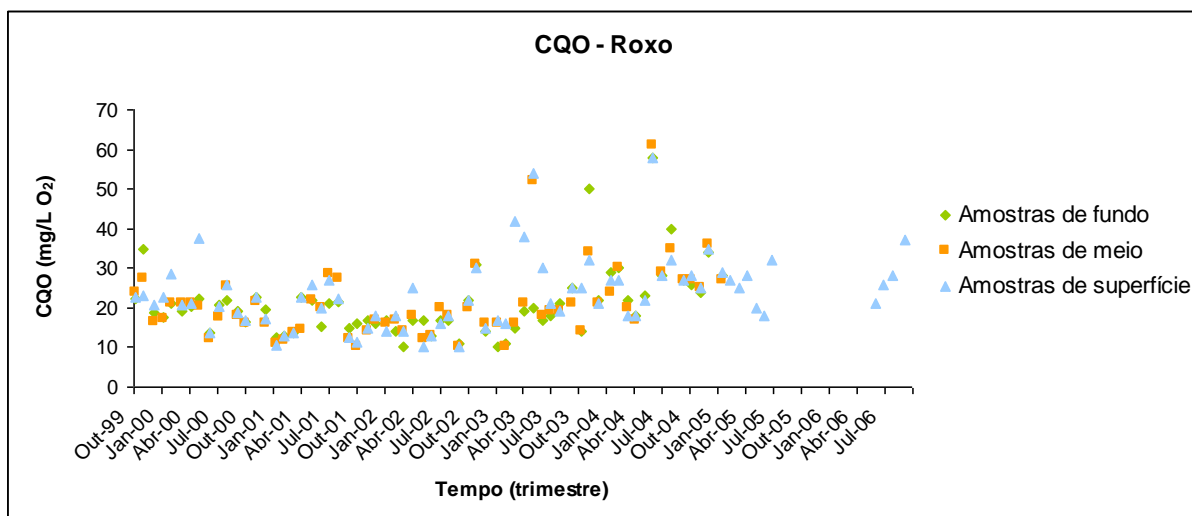



Figura A.27 – Resultados de CQO, Roxo

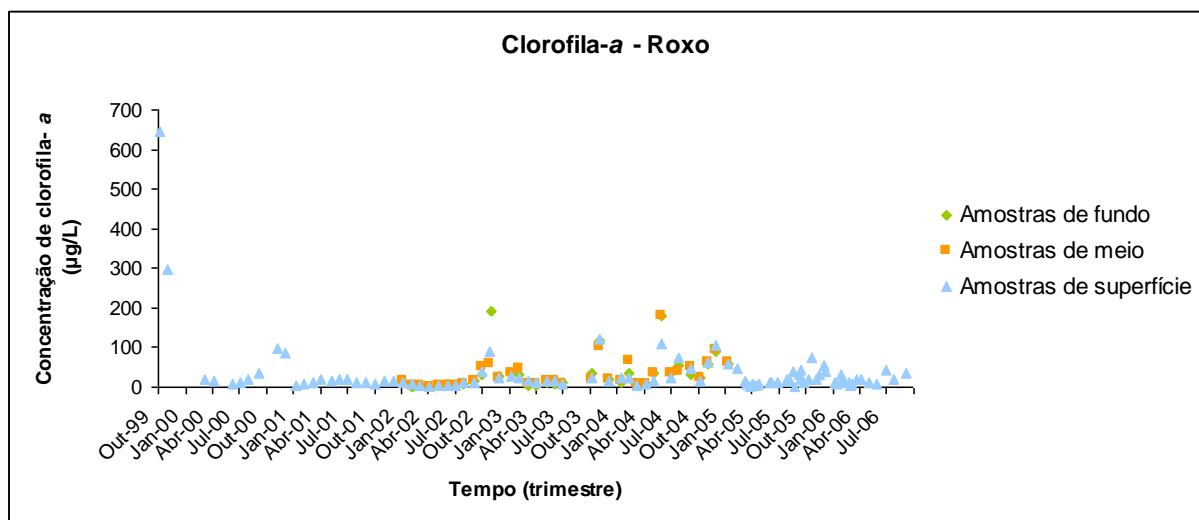



Figura A.28 – Resultados de Clorofila-*a*, Roxo

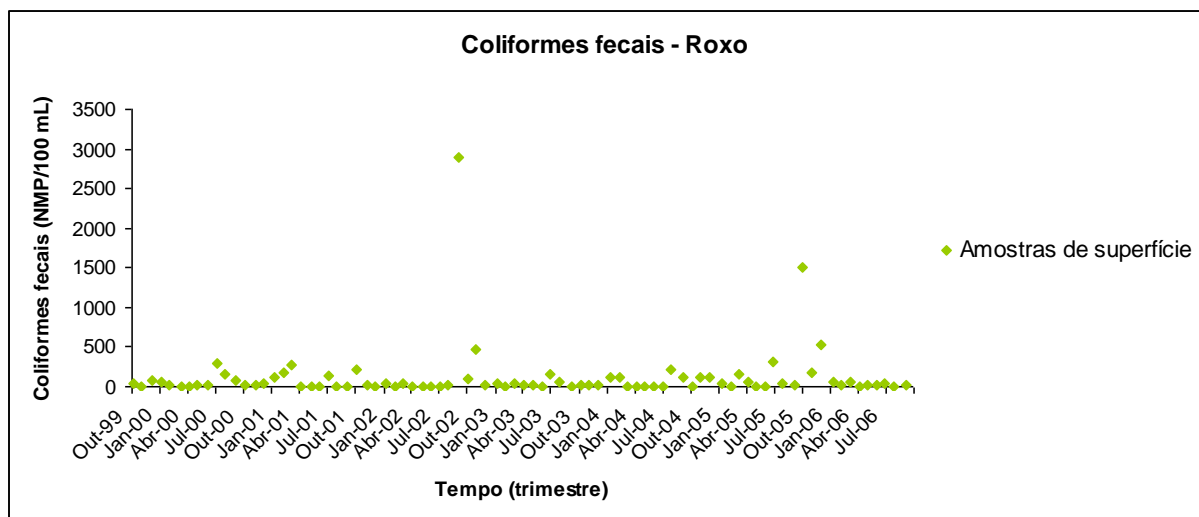



Figura A.29 – Resultados de coliformes fecais, Roxo

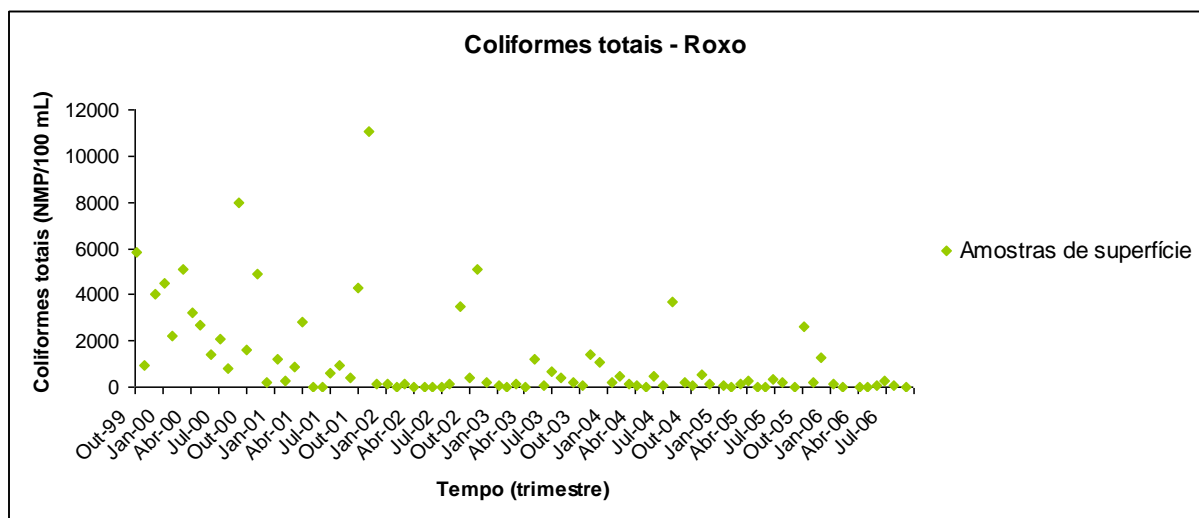



Figura A.30 – Resultados de coliformes totais, Roxo

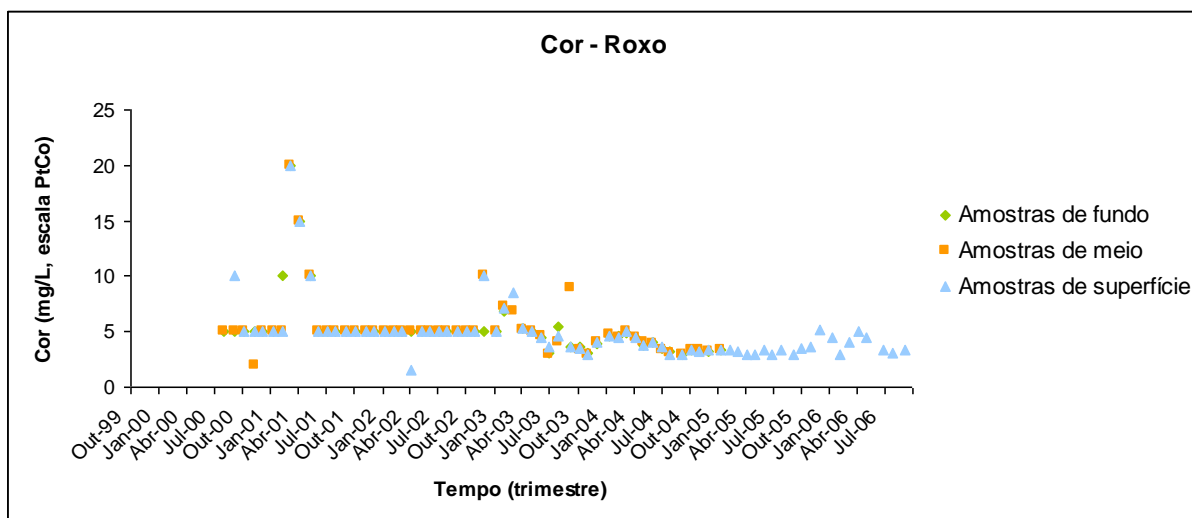



Figura A.31 – Resultados de cor, Roxo

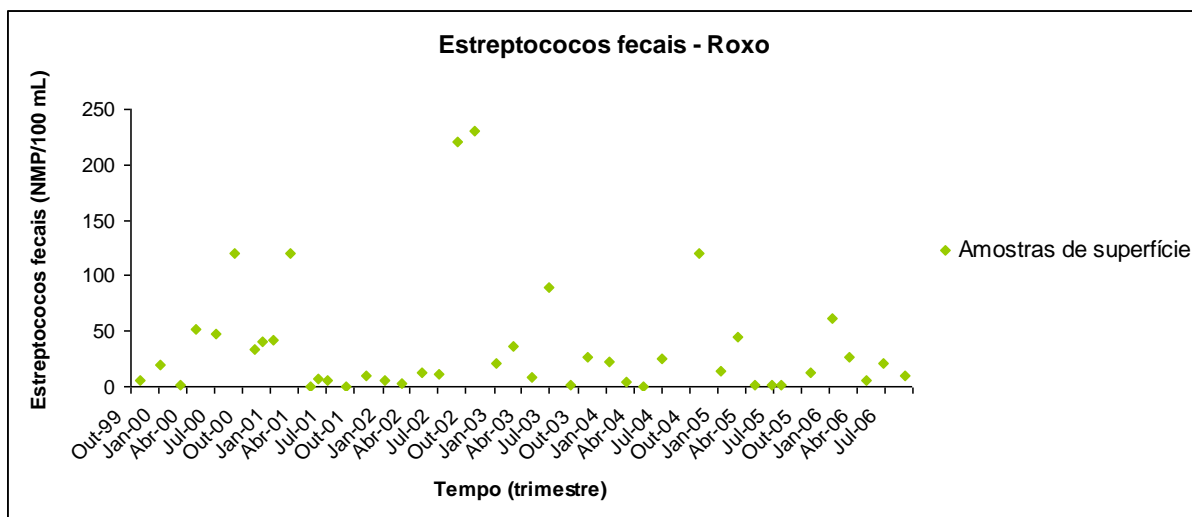



Figura A.32 – Resultados de estreptococos fecais, Roxo

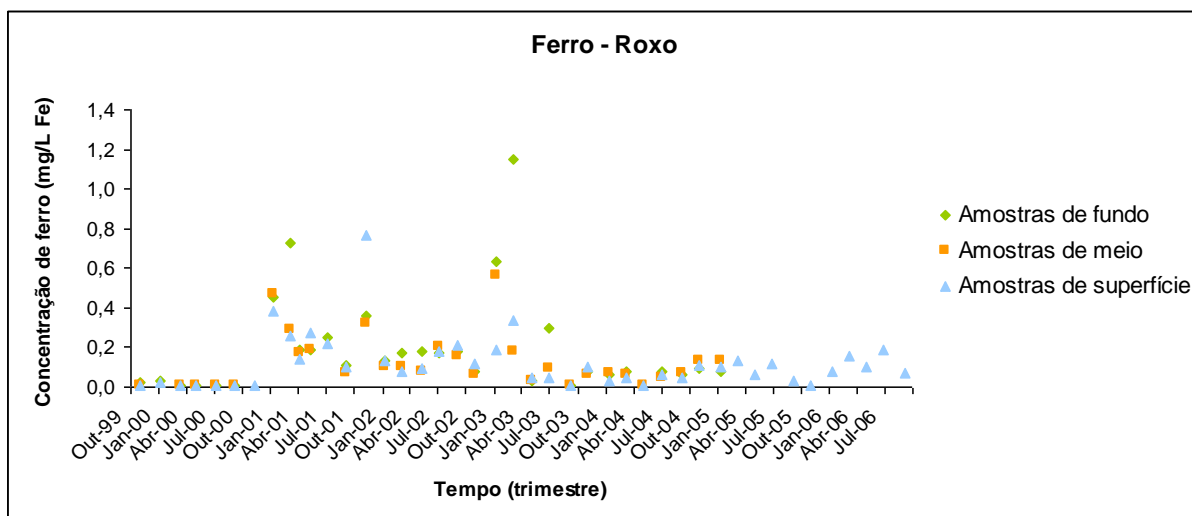



Figura A.33 – Resultados de ferro, Roxo

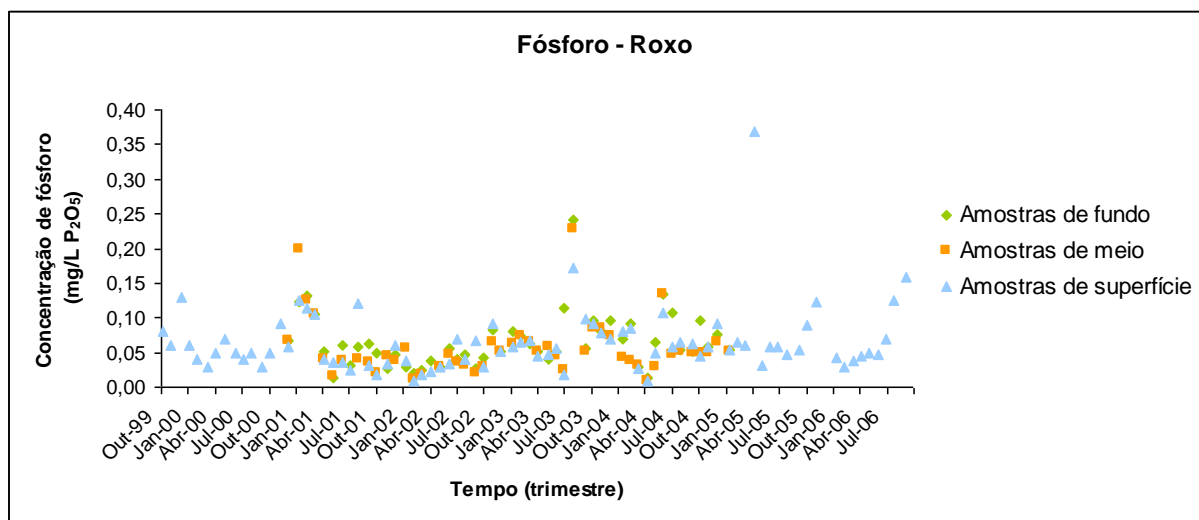



Figura A.34 – Resultados de fósforo, Roxo

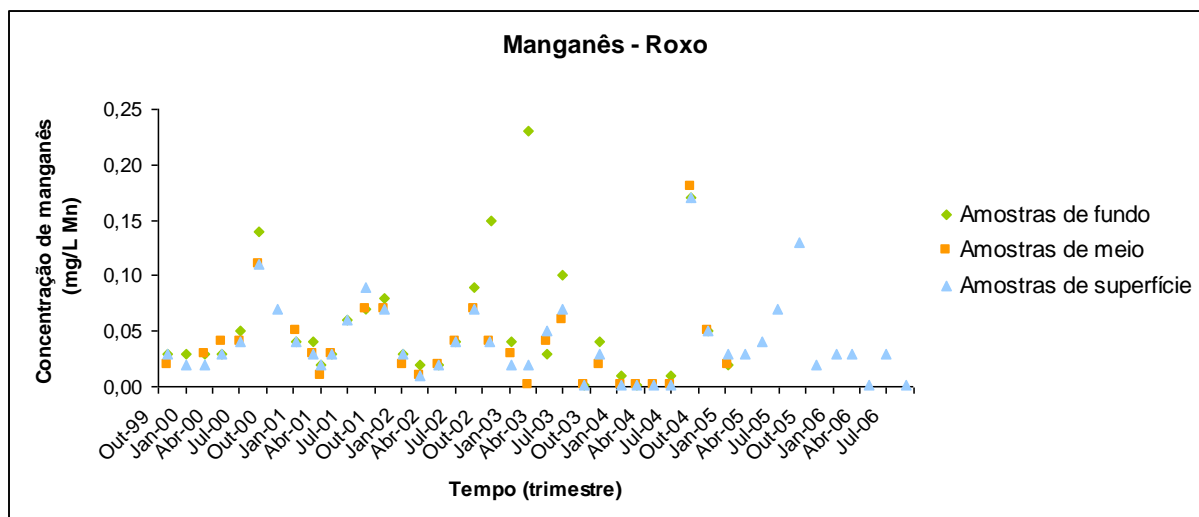



Figura A.35 – Resultados de manganês, Roxo

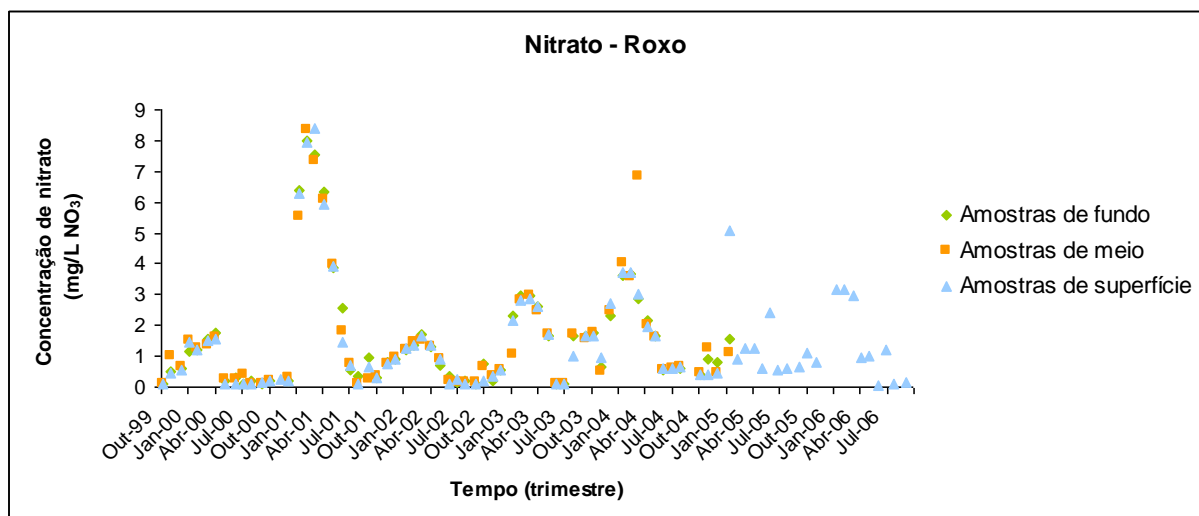



Figura A.36 – Resultados de nitrato, Roxo

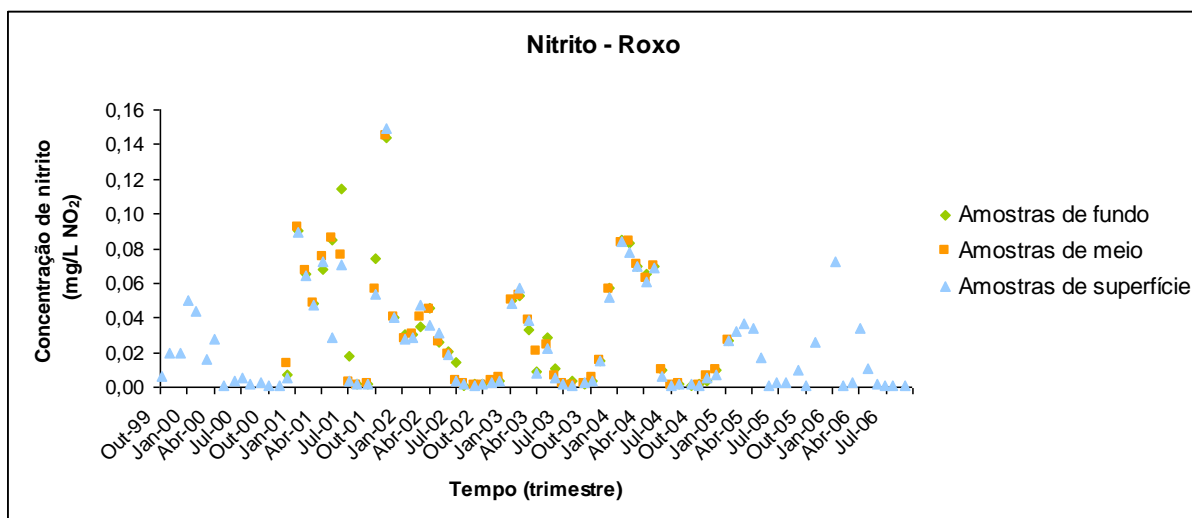



Figura A.37 – Resultados de nitrito, Roxo

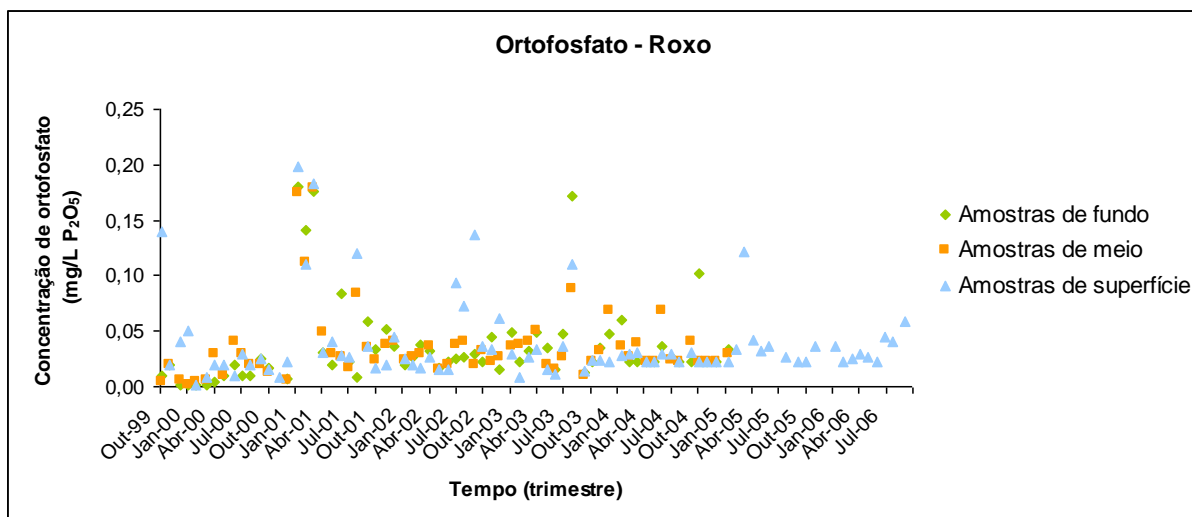



Figura A.38 – Resultados de ortofosfato, Roxo

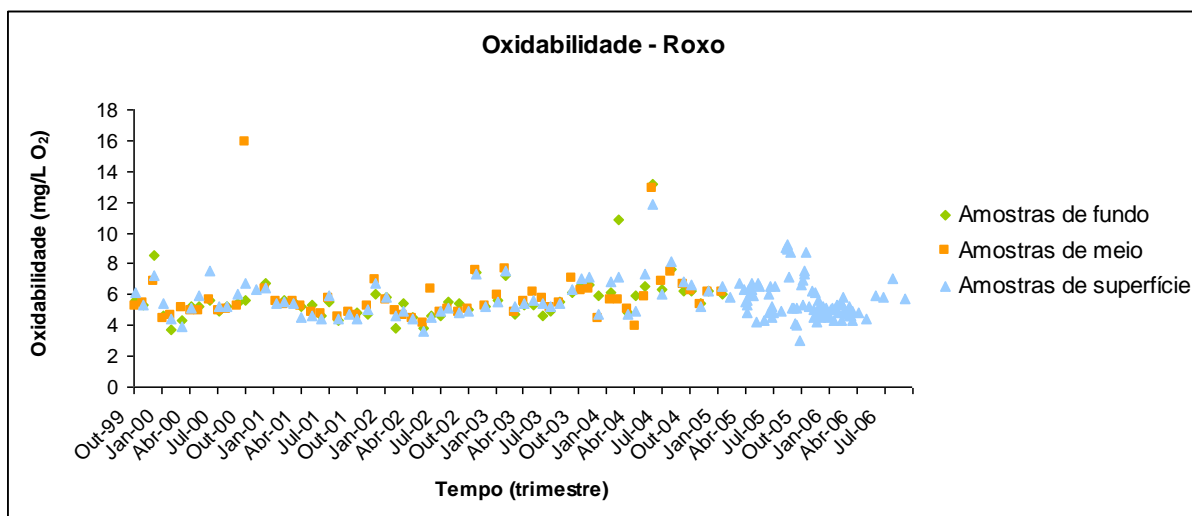



Figura A.39 – Resultados de oxidabilidade, Roxo

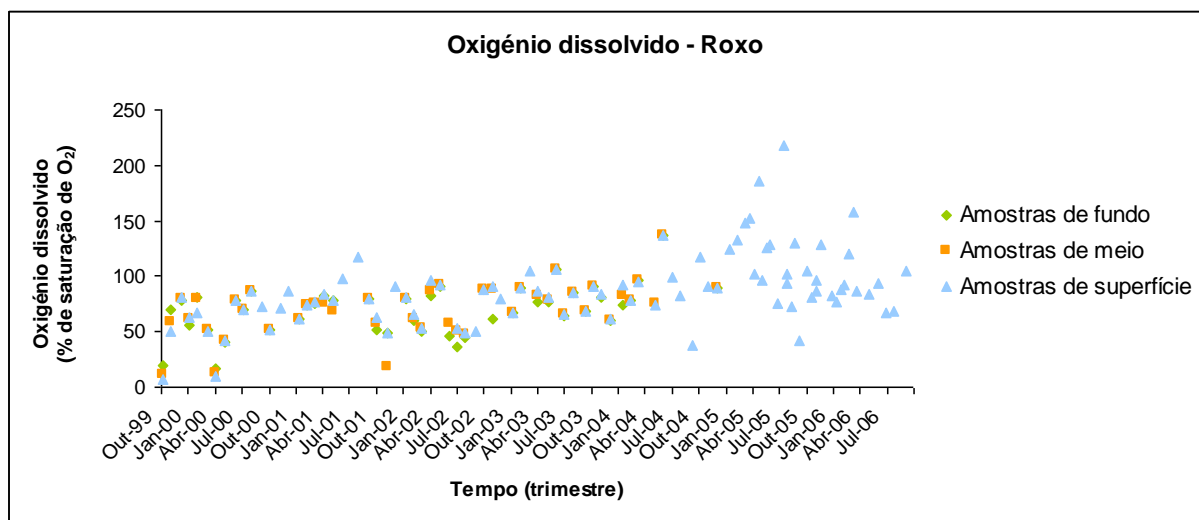



Figura A.40 – Resultados de oxigénio dissolvido, Roxo

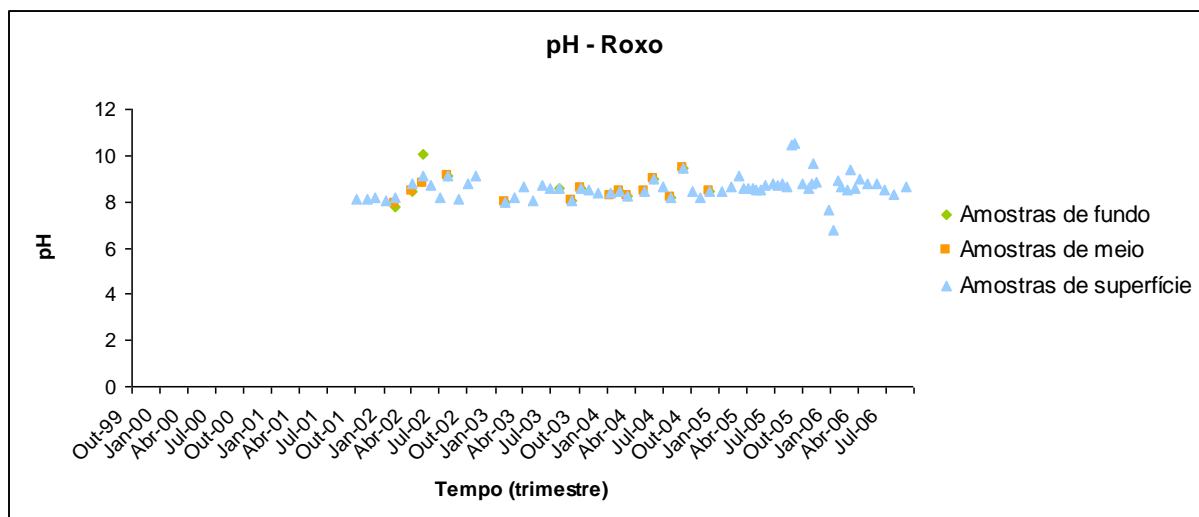



Figura A.41 – Resultados de pH, Roxo

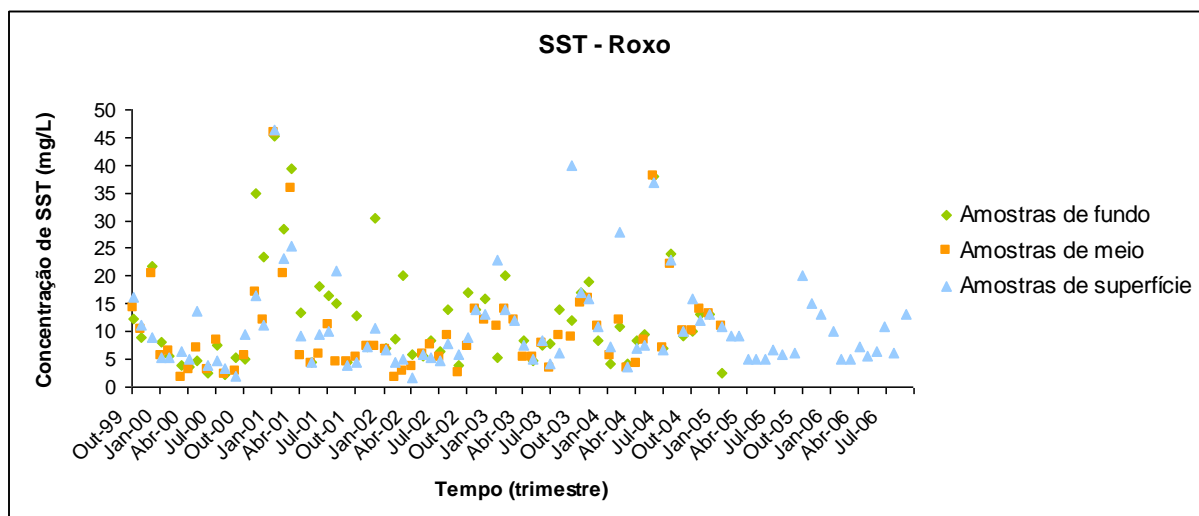



Figura A.42 – Resultados de SST, Roxo

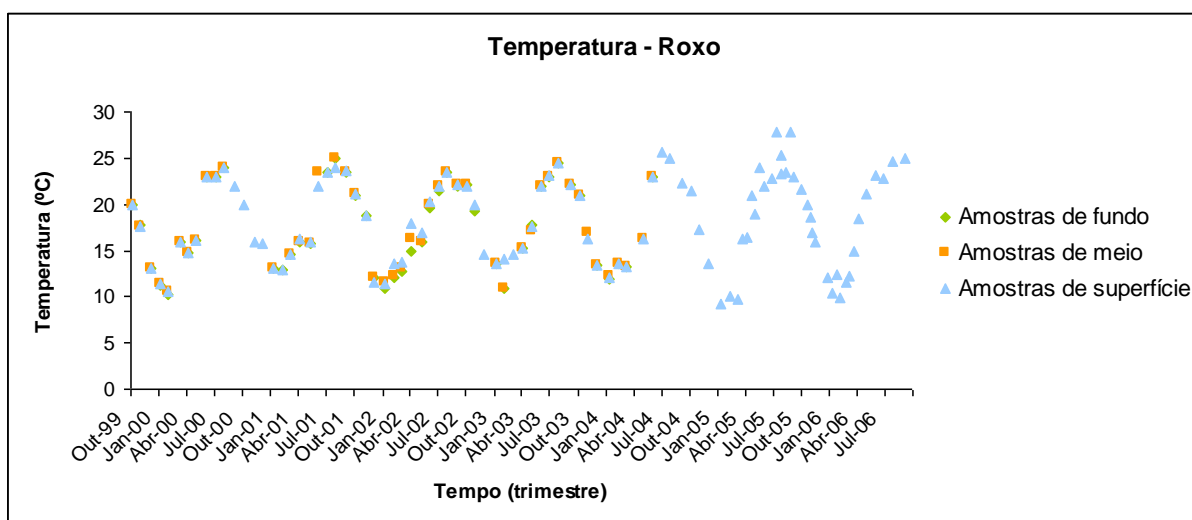



Figura A.43 – Resultados de temperatura, Roxo

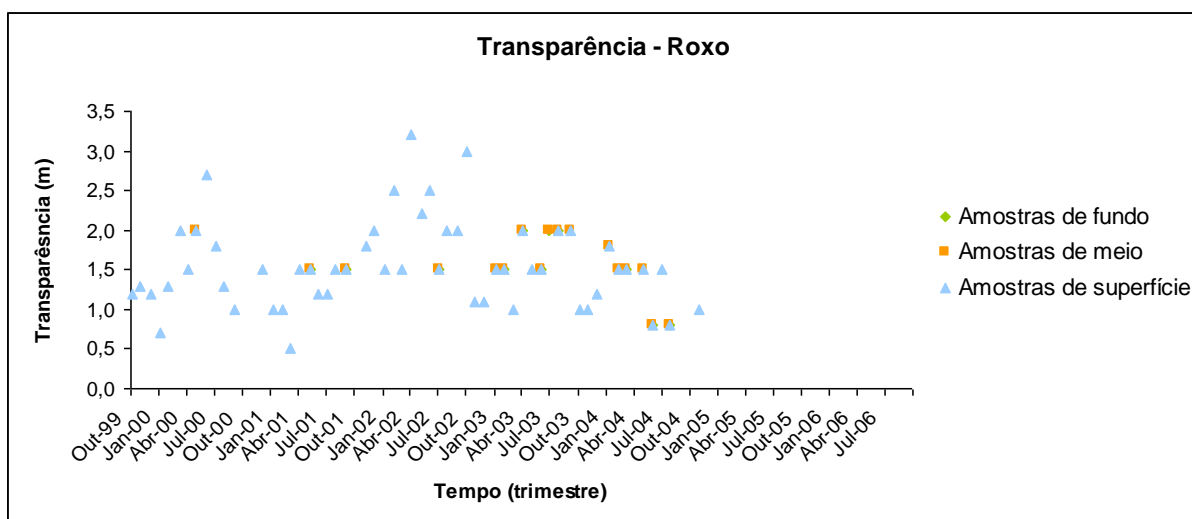



Figura A.44 – Resultados de transparência, Roxo

Quadro A.1 – Classificação de qualidade da água de fundo de Monte Novo, por parâmetro analisado

Monte Novo – Fundo

Parâmetros analisados	99/00		00/01		01/02		02/03		03/04		04/05		05/06	
	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe
Azoto amoniacal (mg/L NH_3)	12	A3	12	A2	12	A2	12	A3	8	A2	10	A2	9	A2
Azoto Kjeldahl (mg/L NH_4)	6	A2	6	A2	6	A3	6	A2	5	A2	5	>A3	5	A2
CBO_5 (mg/L O_2)	10	A3	12	A1	11	A1	12	A3	8	A2	8	A2	3	A2
CQO (mg/L O_2)	12	A3	12	A3	12	A3	12	>A3	8	>A3	8	>A3	3	>A3
Clorofila-*a* (µg/L)	0		0		9	Eutrófico	9	Eutrófico	7	Eutrófico	7	Eutrófico	7	Eutrófico
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	0		0		0		0		0		0		0	
Coliformes totais (NMP/100 mL)	0		0		0		0		0		0		0	
Cor (mg/L, escala PtCo)	2	A2	12	>A3	12	A2	12	A2	8	A2	9	A1	9	A2
Estreptococos fecais (NMP/100 mL)	0		0		0		0		0		0		0	
Ferro (mg/L Fe)	6	>A3	6	>A3	6	A3	6	>A3	4	A2	5	A2	5	A2
Fósforo (mg/L P_2O_5)	0		11	Eutrófico	12	Eutrófico	12	Eutrófico	8	Eutrófico	10	Eutrófico	9	Eutrófico
Manganês (mg/L Mn)	6	>A3	6	A3	6	>A3	6	>A3	5	A3	5	A3	5	A3
Nitrato (mg/L NO_3)	12	A1	12	A1	12	A1	12	A1	8	A1	10	A1	9	A1

Quadro A.1 – Classificação de qualidade da água de fundo de Monte Novo, por parâmetro analisado (cont.)

Monte Novo – Fundo														
Parâmetros analisados	**99/00**		**00/01**		**01/02**		**02/03**		**03/04**		**04/05**		**05/06**	
	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe
Oxigénio dissolvido (% saturação de O_2)	8	>A3	11	>A3	12	>A3	8	>A3	8	A3	7	>A3	9	>A3
pH	0		0		10	A2	7	A1	8	>A3	10	>A3	9	A2
SST (mg/L)	12	A2	12	A2	12	A2	12	A2	8	A2	10	A1	9	A2
Temperatura (Cº)	8	A1	8	>A3	12	>A3	11	A1	8	>A3	8	A1	7	>A3
Classificação final	>A3		>A3		>A3		>A3		>A3		>A3		>A3	

Quadro A.2 – Classificação de qualidade da água de meio de Monte Novo, por parâmetro analisado

Monte Novo – Meio														
Parâmetros analisados	**99/00**		**00/01**		**01/02**		**02/03**		**03/04**		**04/05**		**05/06**	
	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe
Azoto amoniacal (mg/L NH_3)	12	A2	12	A2	12	A2	12	A2	8	A2	10	A2	9	A2
Azoto Kjeldahl (mg/L NH_4)	6	A2	6	A2	6	A2	6	A2	5	A2	5	>A3	5	A2
CBO_5 (mg/L O_2)	10	A2	12	A2	11	A1	12	A2	8	>A3	8	A3	3	A2
CQO (mg/L O_2)	12	A3	12	>A3	12	A3	12	>A3	8	>A3	8	A3	3	>A3
Clorofila-*a* (µg/L)	0		0		9	Eutrófico	9	Eutrófico	8	Eutrófico	9	Eutrófico	6	Eutrófico
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	0		0		0		0		0		0		0	
Coliformes totais (NMP/100 mL)	0		0		0		0		0		0		0	
Cor (mg/L, escala PtCo)	2	A2	11	>A3	11	>A3	12	>A3	8	>A3	10	>A3	9	>A3
Estreptococos fecais (NMP/100 mL)	0		0		0		0		0		0		0	
Ferro (mg/L Fe)	6	A1	6	>A3	6	>A3	6	A3	4	>A3	5	>A3	5	>A3
Fósforo (mg/L P_2O_5)	0		11	Eutrófico	11	Oligotrófico	12	Eutrófico	8	Mesotrófico	10	Oligotrófico	9	Oligotrófico
Manganês (mg/L Mn)	6	A1	6	A2	6	>A3	6	>A3	5	>A3	5	>A3	5	>A3
Nitrato (mg/L NO_3)	12	A1	12	A1	12	A1	12	A1	8	A2	10	A2	9	A2

Quadro A.2 – Classificação de qualidade da água de meio de Monte Novo, por parâmetro analisado (cont.)

Monte Novo – Meio														
Parâmetros analisados	**99/00**		**00/01**		**01/02**		**02/03**		**03/04**		**04/05**		**05/06**	
	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe
Oxigénio dissolvido (% saturação de O_2)	8	A1	11	A1	12	A1	7	A1	8	A1	7	A1	9	A1
pH	0		0		12	A1	7	A1	7	A1	9	A1	8	A1
SST (mg/L)	12	A1	12	A1	12	A1	12	A1	8	A1	10	A1	9	A1
Temperatura (Cº)	8	A1	9	A1	11	A1	11	A1	8	A1	9	A1	6	A1
Classificação final	A3		>A3		>A3		>A3		>A3		>A3		>A3	

Quadro A.3 – Classificação de qualidade da água de superfície de Monte Novo, por parâmetro analisado

Monte Novo – Superfície														
Parâmetros analisados	**99/00**		**00/01**		**01/02**		**02/03**		**03/04**		**04/05**		**05/06**	
	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe
Azoto amoniacal (mg/L NH_3)	12	A2	11	A2	12	A2	12	A2	12	A2	12	A2	12	A2
Azoto Kjeldahl (mg/L NH_4)	6	A2	6	A2	6	A3	6	A2	6	A2	6	A3	6	A2
CBO_5 (mg/L O_2)	12	A2	12	A2	11	A1	12	A2	12	A2	10	A1	5	>A3
CQO (mg/L O_2)	12	>A3	12	>A3	12	A3	12	A3	12	A3	10	>A3	5	>A3
Clorofila-*a* (µg/L)	8	Eutrófico	11	Eutrófico	11	Eutrófico	9	Eutrófico	12	Eutrófico	12	Eutrófico	10	Eutrófico
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	12	A2	12	A2	11	A2	12	A2	12	A2	12	A1	12	A2
Coliformes totais (NMP/100 mL)	12	A2	12	A2	12	A2	12	A2	12	A2	12	A2	12	A2
Cor (mg/L, escala PtCo)	2	A2	12	>A3	12	A1	12	A2	12	A2	12	A1	12	A2
Estreptococos fecais (NMP/100 mL)	6	A2	6	>A3	6	A2	6	A2	4	A2	6	A2	6	A2
Ferro (mg/L Fe)	6	A2	6	>A3	6	>A3	6	>A3	6	A2	6	A2	6	A2
Fósforo (mg/L P_2O_5)	12	Eutrófico	12	Eutrófico	12	Eutrófico	12	Eutrófico	12	Eutrófico	12	Eutrófico	12	Eutrófico
Manganês (mg/L Mn)	6	A3	6	A3	6	A3	6	A3	6	A2	6	A3	6	A3
Nitrato (mg/L NO_3)	12	A1	12	A1	12	A1	12	A1	12	A1	12	A1	12	A1

Quadro A.3 – Classificação de qualidade da água de superfície de Monte Novo, por parâmetro analisado (cont.)

Monte Novo – Superfície														
Parâmetros analisados	**99/00**		**00/01**		**01/02**		**02/03**		**03/04**		**04/05**		**05/06**	
	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe
Oxigénio dissolvido (% saturação de O_2)	12	A2	12	A2	12	A2	8	A3	12	A1	9	A1	11	A1
pH	0		0		12	A2	7	A2	12	>A3	12	>A3	12	A2
SST (mg/L)	12	A1	12	A2	12	A1	12	A2	12	A1	12	A1	12	A1
Temperatura (Cº)	12	>A3	12	>A3	12	>A3	11	>A3	12	>A3	11	>A3	11	>A3
Classificação final	>A3		>A3		>A3		>A3		>A3		>A3		>A3	

Quadro A.4 – Classificação de qualidade da água de fundo do Roxo, por parâmetro analisado

Roxo – Fundo														
Parâmetros analisados	**99/00**		**00/01**		**01/02**		**02/03**		**03/04**		**04/05**		**05/06**	
	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe
Azoto amoniacal (mg/L NH_3)	12	A2	11	A2	12	A2	11	A2	12	A2	4	A2	0	
Azoto Kjeldahl (mg/L NH_4)	6	A2	5	A2	6	A1	6	A2	6	A2	2	A2	0	
CBO_5 (mg/L O_2)	10	A2	12	>A3	12	A1	12	A1	12	A3	4	A3	0	
CQO (mg/L O_2)	12	A3	12	A3	12	A3	12	A3	12	>A3	4	>A3	0	
Clorofila-*a* (µg/L)	0		0		9	Eutrófico	10	Eutrófico	12	Eutrófico	4	Eutrófico	0	
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	0		0		0		0		0		0		0	
Coliformes totais (NMP/100 mL)	0		0		0		0		0		0		0	
Cor (mg/L, escala PtCo)	2	A1	12	>A3	12	>A3	11	>A3	12	>A3	4	>A3	0	
Estreptococos fecais (NMP/100 mL)	0		0		0		0		0		0		0	
Ferro (mg/L Fe)	6	>A3	6	>A3	6	>A3	6	>A3	5	>A3	2	A1	0	
Fósforo (mg/L P_2O_5)	0		10	Eutrófico	12	Eutrófico	12	Oligotrófico	12	Eutrófico	4	Oligotrófico	0	
Manganês (mg/L Mn)	6	A2	6	A2	6	A2	6	>A3	5	>A3	2	A1	0	
Nitrato (mg/L NO_3)	12	A1	11	A1	12	A2	12	A1	11	A1	4	A1	0	

Quadro A.4 – Classificação de qualidade da água de fundo do Roxo, por parâmetro analisado (cont.)

Roxo – Fundo														
Parâmetros analisados	**99/00**		**00/01**		**01/02**		**02/03**		**03/04**		**04/05**		**05/06**	
	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe
Oxigénio dissolvido (% saturação de O_2)	11	A1	7	A1	10	A1	10	A1	7	A1	1	A1	0	
pH	0		0		4	A1	3	A1	6	A1	1	A1	0	
SST (mg/L)	12	A1	12	A1	12	A1	11	A1	12	A1	4	A1	0	
Temperatura (Cº)	11	A1	8	A1	12	A1	10	A1	6	A1	0		0	
Classificação final	>A3		>A3		>A3		>A3		>A3		>A3			

Quadro A.5 – Classificação de qualidade da água de meio do Roxo, por parâmetro analisado

Roxo – Meio														
Parâmetros analisados	**99/00**		**00/01**		**01/02**		**02/03**		**03/04**		**04/05**		**05/06**	
	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe
Azoto amoniacal (mg/L NH_3)	12	A2	11	A2	12	A2	11	A2	11	A2	4	A2	0	
Azoto Kjeldahl (mg/L NH_4)	6	A2	5	A2	6	A1	6	A2	6	A2	2	A2	0	
CBO_5 (mg/L O_2)	10	A3	12	A1	12	A1	12	A1	12	A3	4	>A3	0	
CQO (mg/L O_2)	12	A3	12	A3	12	A3	12	>A3	11	>A3	4	>A3	0	
Clorofila-*a* (µg/L)	0		0		9	Eutrófico	10	Eutrófico	12	Eutrófico	4	Eutrófico	0	
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	0		0		0		0		0		0		0	
Coliformes totais (NMP/100 mL)	0		0		0		0		0		0		0	
Cor (mg/L, escala PtCo)	2	A1	12	>A3	12	A2	12	A2	12	>A3	4	A1	0	
Estreptococos fecais (NMP/100 mL)	0		0		0		0		0		0		0	
Ferro (mg/L Fe)	5	A1	5	A1	6	A2	6	A1	6	A2	2	A1	0	
Fósforo (mg/L P_2O_5)	0		9	Oligotrófico	11	Oligotrófico	12	Oligotrófico	12	Oligotrófico	4	Oligotrófico	0	
Manganês (mg/L Mn)	5	A1	5	A1	6	A1	6	A1	6	A1	2	A1	0	
Nitrato (mg/L NO_3)	12	A1	11	A1	12	A1	12	A1	11	A1	4	A1	0	

Quadro A.5 – Classificação de qualidade da água de meio do Roxo, por parâmetro analisado (cont.)

Roxo – Meio														
Parâmetros analisados	**99/00**		**00/01**		**01/02**		**02/03**		**03/04**		**04/05**		**05/06**	
	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe
Oxigénio dissolvido (% saturação de O_2)	11	A1	7	A1	10	A1	10	A1	7	A1	1	A1	0	
pH	0		0		4	A1	2	A1	8	A1	1	A1	0	
SST (mg/L)	12	A1	12	A1	12	A1	12	A1	12	A1	4	A1	0	
Temperatura (Cº)	11	A1	7	A1	11	A1	9	A1	8	A1	0		0	
Classificação final	A3		>A3		A3		>A3		>A3		>A3			

Quadro A.6 – Classificação de qualidade da água de superfície do Roxo, por parâmetro analisado

Roxo – Superfície														
Parâmetros analisados	**99/00**		**00/01**		**01/02**		**02/03**		**03/04**		**04/05**		**05/06**	
	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe
Azoto amoniacal (mg/L NH_3)	11	A2	12	A2	12	A2	11	A2	12	A2	12	A2	10	A2
Azoto Kjeldahl (mg/L NH_4)	6	A2	6	A2	6	A1	6	A2	6	A2	6	A2	6	A2
CBO_5 (mg/L O_2)	12	A2	12	A2	12	A1	12	A2	12	A3	10	A2	4	A3
CQO (mg/L O_2)	12	A3	12	A3	12	A3	12	>A3	12	>A3	10	>A3	4	>A3
Clorofila-*a* (µg/L)	8	Eutrófico	11	Eutrófico	12	Eutrófico	10	Eutrófico	12	Eutrófico	26	Eutrófico	21	Eutrófico
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	12	A2	12	A2	12	A2	12	A2	12	A2	12	A2	12	A2
Coliformes totais (NMP/100 mL)	12	A2	12	A2	12	A2	12	A2	12	A2	12	A2	11	A2
Cor (mg/L, escala PtCo)	1	A1	12	A2	12	A1	12	A1	12	A1	12	A1	11	A1
Estreptococos fecais (NMP/100 mL)	6	A2	8	A2	6	A2	6	A2	5	A2	6	A2	6	A2
Ferro (mg/L Fe)	6	A1	7	A2	6	A2	6	A2	6	A1	6	A2	6	A2
Fósforo (mg/L P_2O_5)	12	Eutrófico	12	Eutrófico	12	Eutrófico	12	Eutrófico	12	Eutrófico	12	Eutrófico	11	Eutrófico
Manganês (mg/L Mn)	6	A3	7	A2	6	A2	6	A2	6	A3	6	A3	6	A1
Nitrato (mg/L NO_3)	12	A1	12	A1	12	A1	12	A1	11	A1	12	A1	11	A1

Quadro A.6 – Classificação de qualidade da água de superfície do Roxo, por parâmetro analisado (cont.)

Roxo – Meio														
Parâmetros analisados	**99/00**		**00/01**		**01/02**		**02/03**		**03/04**		**04/05**		**05/06**	
	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe	Nº	Classe
Oxigénio dissolvido (% saturação de O_2)	12	A3	11	A2	11	A3	12	A2	11	A1	19	A1	17	A2
pH	0		0		11	>A3	10	A2	11	A2	28	>A3	18	>A3
SST (mg/L)	12	A1	12	A2	12	A1	12	A1	12	A2	12	A1	12	A1
Temperatura (Cº)	12	>A3	12	>A3	12	>A3	12	>A3	11	>A3	19	>A3	18	>A3
Classificação final	>A3		>A3		>A3		>A3		>A3		>A3		>A3	

Quadro A.7 – Excedências dos limites legais de água para consumo humano, Monte Novo

Monte Novo

Anos hidrológicos	Limites legais	Azoto amoniacal (mg/L NH_4)			Azoto Kjeldahl (mg/L N)			CBO_5 (mg/L O_2)		
		Fundo	Meio	Superfície	Fundo	Meio	Superfície	Fundo	Meio	Superfície
99/00	Nº	12	12	12	6	6	6	10	10	12
	VMR	7	9	5				7	8	9
	VMA	4	0	0	2	0	1			
00/01	Nº	12	12	11	6	6	6	12	12	12
	VMR	8	7	8				3	3	5
	VMA	2	0	0	2	1	2			
01/02	Nº	12	12	12	6	6	6	11	11	11
	VMR	9	9	7				10	11	11
	VMA	2	0	0	2	1	3			
02/03	Nº	12	12	12	6	6	6	12	12	12
	VMR	8	6	5				12	12	12
	VMA	3	1	1	0	1	0			
03/04	Nº	8	8	12	5	5	6	8	8	12
	VMR	4	4	11				8	8	12
	VMA	0	0	0	0	1	1			
04/05	Nº	10	10	12	5	5	6	8	8	10
	VMR	8	8	10				8	8	10
	VMA	0	0	0	2	2	2			
05/06	Nº	9	9	12	5	5	6	3	3	5
	VMR	5	5	8				3	3	5
	VMA	2	2	2	1	2	1			
Total	Nº	75	75	83	39	39	42	64	64	74
	VMR	49	48	54				51	53	64
	VMA	13	3	3	9	8	10			

Quadro A.7 – Excedências dos limites legais de água para consumo humano, Monte Novo (cont.)

Monte Novo										
Anos hidrológicos	Limites legais	CQO (mg/L O_2)			Cor (mg/L, escala PtCo)			Ferro (mg/L Fe)		
		Fundo	Meio	Superfície	Fundo	Meio	Superfície	Fundo	Meio	Superfície
99/00	Nº	12	12	12	2	2	2	6	6	6
	VMR	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	VMA	12	12	12	0	0	0	0	0	0
00/01	Nº	12	12	12	12	11	12	6	6	6
	VMR	0	0	0	0	0	0	2	0	1
	VMA	12	12	12	0	0	0	0	0	0
01/02	Nº	12	12	12	12	11	12	6	6	6
	VMR	0	0	0	0	0	0	1	0	1
	VMA	12	12	12	0	0	0	0	0	0
02/03	Nº	12	12	12	12	12	12	6	6	6
	VMR	0	0	0	0	0	0	4	2	1
	VMA	12	12	12	0	0	0	0	0	0
03/04	Nº	8	8	12	8	8	12	4	4	6
	VMR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	VMA	8	8	12	0	0	0	0	0	0
04/05	Nº	8	8	10	9	10	12	5	5	6
	VMR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	VMA	8	8	10	0	0	0	0	0	0
05/06	Nº	3	3	5	9	9	12	5	5	6
	VMR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	VMA	3	3	5	0	0	0	0	0	0
Total	Nº	67	67	75	64	63	74	38	38	42
	VMR	0	0	0	0	0	0	8	2	3
	VMA	67	67	75	0	0	0	0	0	0

Quadro A.7 – Excedências dos limites legais de água para consumo humano, Monte Novo (cont.)

Monte Novo

Anos hidrológicos	Limites legais	**Fósforo (mg/L P_2O_5)**			**Manganês (mg/L Mn)**			**Nitrato (mg/L NO_3)**		
		Fundo	Meio	Superfície	Fundo	Meio	Superfície	Fundo	Meio	Superfície
99/00	Nº	0	0	12	6	6	6	12	12	12
	VMR	0	0	0	1	1	0	0	0	0
	VMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
00/01	Nº	11	11	12	6	6	6	12	12	12
	VMR	0	0	0	2	0	0	0	0	0
	VMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
01/02	Nº	12	11	12	6	6	6	12	12	12
	VMR	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	VMA	0	0	0	0	0	0	0	1	0
02/03	Nº	12	12	12	6	6	6	12	12	12
	VMR	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	VMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03/04	Nº	8	8	12	5	5	6	8	8	12
	VMR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	VMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
04/05	Nº	10	10	12	5	5	6	10	10	12
	VMR	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	VMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
05/06	Nº	9	9	12	5	5	6	9	9	12
	VMR	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	VMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	Nº	62	61	84	39	39	42	75	75	84
	VMR	0	0	0	5	2	1	0	0	0
	VMA	0	0	0	0	0	0	0	1	0

Quadro A.7 – Excedências dos limites legais de água para consumo humano, Monte Novo (cont.)

Monte Novo							
Anos hidrológicos	Limites legais	**Oxidabilidade (mg/L O_2)**			**SST (mg/L)**		
		Fundo	Meio	Superfície	Fundo	Meio	Superfície
99/00	Nº	12	12	12	12	12	12
	VMR	6	4	4	0	0	0
	VMA	0	0	0			
00/01	Nº	12	11	12	12	12	12
	VMR	5	5	4	0	0	0
	VMA	0	0	0			
01/02	Nº	12	12	12	12	12	12
	VMR	1	1	1	0	0	0
	VMA	0	0	0			
02/03	Nº	12	12	12	12	12	12
	VMR	4	3	4	0	0	0
	VMA	0	0	0			
03/04	Nº	8	8	12	8	8	12
	VMR	1	1	0	0	0	0
	VMA	0	0	0			
04/05	Nº	10	10	12	10	10	12
	VMR	2	2	1	0	0	0
	VMA	0	0	0			
05/06	Nº	9	9	12	9	9	12
	VMR	4	5	6	0	0	0
	VMA	0	0	0			
Total	Nº	75	74	84	75	75	84
	VMR	23	21	20	0	0	0
	VMA	0	0	0			

Quadro A.8 – Excedências dos limites legais de água para consumo humano, Roxo

Roxo										
Anos hidrológicos	Limites legais	**Azoto amoniacal (mg/L NH_4)**			**Azoto Kjeldahl (mg/L N)**			**CBO_5 (mg/L O_2)**		
		Fundo	Meio	Superfície	Fundo	Meio	Superfície	Fundo	Meio	Superfície
	Nº	12	12	11	6	6	6	10	10	12
99/00	VMR	4	4	6				5	5	6
	VMA	0	1	1	1	1	1			
	Nº	11	11	12	5	5	6	12	12	12
00/01	VMR	8	4	4				5	6	6
	VMA	0	0	0	0	0	0			
	Nº	12	12	12	6	6	6	12	12	12
01/02	VMR	7	8	8				11	9	9
	VMA	0	0	0	0	0	0			
	Nº	11	11	11	6	6	6	12	12	12
02/03	VMR	4	5	4				12	12	12
	VMA	0	0	0	0	0	1			
	Nº	12	11	12	6	6	6	12	12	12
03/04	VMR	5	6	7				12	12	12
	VMA	0	0	0	2	2	1			
	Nº	4	4	12	2	2	6	4	4	10
04/05	VMR	3	3	10				4	4	10
	VMA	0	0	0	0	0	1			
	Nº	0	0	10	0	0	6	0	0	4
05/06	VMR	0	0	9				0	0	4
	VMA	0	0	0	0	0	1			
	Nº	62	61	80	31	31	42	62	62	74
Total	VMR	31	30	48				49	48	59
	VMA	0	1	1	3	3	5			

Quadro A.8 – Excedências dos limites legais de água para consumo humano, Roxo (cont.)

Roxo

Anos hidrológicos	Limites legais	CQO (mg/L O_2)			Cor (mg/L, escala PtCo)			Ferro (mg/L Fe)		
		Fundo	Meio	Superfície	Fundo	Meio	Superfície	Fundo	Meio	Superfície
99/00	Nº	12	12	12	2	2	1	6	5	6
	VMR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	VMA	12	12	12	0	0	0	0	0	0
00/01	Nº	12	12	12	12	12	12	6	5	7
	VMR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	VMA	12	12	12	0	0	0	0	0	0
01/02	Nº	12	12	12	12	12	12	6	6	6
	VMR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	VMA	12	12	12	0	0	0	0	0	0
02/03	Nº	12	12	12	11	12	12	6	6	6
	VMR	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	VMA	12	12	12	0	0	0	0	0	0
03/04	Nº	12	11	12	12	12	12	5	6	6
	VMR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	VMA	12	11	12	0	0	0	0	0	0
04/05	Nº	4	4	10	4	4	12	2	2	6
	VMR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	VMA	4	4	10	0	0	0	0	0	0
05/06	Nº	0	0	4	0	0	11	0	0	6
	VMR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	VMA	0	0	4	0	0	0	0	0	0
Total	Nº	64	63	74	53	54	72	31	30	43
	VMR	0	0	0	0	0	0	1	0	0
	VMA	64	63	74	0	0	0	0	0	0

Quadro A.8 – Excedências dos limites legais de água para consumo humano, Roxo (cont.)

Roxo										
Anos hidrológicos	Limites legais	**Fósforo (mg/L P_2O_5)**			**Manganês (mg/L Mn)**			**Nitrato (mg/L NO_3)**		
		Fundo	Meio	Superfície	Fundo	Meio	Superfície	Fundo	Meio	Superfície
99/00	Nº	0	0	12	6	5	6	12	12	12
	VMR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	VMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
00/01	Nº	10	9	12	6	5	7	11	11	12
	VMR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	VMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
01/02	Nº	12	11	12	6	6	6	12	12	12
	VMR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	VMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
02/03	Nº	12	12	12	6	6	6	12	12	12
	VMR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	VMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
03/04	Nº	12	12	12	5	6	6	11	11	11
	VMR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	VMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
04/05	Nº	4	4	12	2	2	6	4	4	12
	VMR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	VMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
05/06	Nº	0	0	11	0	0	6	0	0	11
	VMR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	VMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	Nº	50	48	83	31	30	43	62	62	82
	VMR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	VMA	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Quadro A.8 – Excedências dos limites legais de água para consumo humano, Roxo (cont.)

Monte Novo							
Anos hidrológicos	Limites legais	**Oxidabilidade (mg/L O_2)**			**SST (mg/L)**		
		Fundo	Meio	Superfície	Fundo	Meio	Superfície
99/00	Nº	12	12	12	12	12	12
	VMR	1	0	0	0	0	0
	VMA	0	0	0			
00/01	Nº	11	11	12	12	12	12
	VMR	0	1	0	0	0	0
	VMA	0	0	0			
01/02	Nº	12	12	12	12	12	12
	VMR	0	0	0	0	0	0
	VMA	0	0	0			
02/03	Nº	12	12	12	11	12	12
	VMR	0	0	0	0	0	0
	VMA	0	0	0			
03/04	Nº	12	12	12	12	12	12
	VMR	2	1	2	0	0	0
	VMA	0	0	0			
04/05	Nº	4	4	40	4	4	12
	VMR	0	0	4	0	0	0
	VMA	0	0	0			
05/06	Nº	0	0	47	0	0	12
	VMR	0	0	1	0	0	0
	VMA	0	0	0			
Total	Nº	63	63	147	63	64	84
	VMR	3	2	7	0	0	0
	VMA	0	0	0			

Quadro A.9 – Regressões lineares e coeficientes de determinação entre profundidades, Monte Novo

Parâmetros	**Monte Novo**			
	Fundo *vs* Meio		**Meio *vs* Superfície**	
	Funções	R^2	Funções	R^2
Amoníaco	y = 0,0774x + 0,0055	0,1413	y = 1,2033x + 0,0055	0,1737
Azoto amoniacal	y = 0,1001x + 0,112	0,0574	y = 0,9455x + 0,0069	0,8872
Azoto Kjeldahl	y = 0,6675x + 0,3395	0,5554	y = 0,6266x + 0,4721	0,4933
CBO_5	y = 0,6044x + 1,4476	0,1149	y = 0,0895x + 3,2921	0,0198
CQO	y = 0,5769x + 9,5405	0,3123	y = 0,4359x + 13,025	0,366
Clorofila-*a*	y = 0,8821x + 4,5768	0,8276	y = 0,835x + 2,3429	0,7729
Cor	y = 0,923x - 0,0914	0,9253	y = 0,8689x + 0,4581	0,9353
Ferro	y = 0,0855x + 0,2581	0,2107	y = 0,6428x + 0,095	0,3959
Fósforo	y = 0,1257x + 0,0819	0,083	y = 0,8646x + 0,0103	0,7138
Manganês	y = 0,0387x + 0,11	0,0209	y = 0,1779x + 0,0585	0,0863
Nitrato	y = 1,4266x + 1,3527	0,0136	y = 0,0116x + 1,0889	0,0153
Nitrito	y = 0,6586x + 0,0066	0,4424	y = 0,9222x - 0,0003	0,8579
Ortofosfato	y = 0,299x + 0,0297	0,2858	y = 0,8869x + 0,0012	0,7358
Oxidabilidade	y = 0,663x + 2,4006	0,5524	y = 0,7725x + 1,5909	0,7057
Oxigénio dissolvido	y = 0,2275x + 64,493	0,0732	y = 0,5597x + 46,554	0,3166
pH	y = 0,5248x + 4,1293	0,3879	y = 0,8019x + 1,777	0,4144
SST	y = 0,4269x + 2,7125	0,4119	y = 0,9654x - 1,314	0,9537
Temperatura	y = 1,0014x + 0,9301	0,8226	y = 0,9648x + 1,6731	0,8278
Transparência	y = x	1	y = x	1

Quadro A.10 – Regressões lineares e coeficientes de determinação entre profundidades, Roxo

Parâmetros	**Roxo**			
	Fundo *vs* Meio		**Meio *vs* Superfície**	
	Funções	R^2	Funções	R^2
Amoníaco	y = 0,0355x + 0,0048	0,0365	y = 0,5434x + 0,0044	0,1012
Azoto amoniacal	y = 0,541x + 0,0584	0,2021	y = 0,4121x + 0,0789	0,0462
Azoto Kjeldahl	y = 0,8726x + 0,0916	0,8069	y = 0,7626x + 0,1631	0,6535
CBO_5	y = 0,9201x + 0,2915	0,9004	y = 0,9999x - 0,0004	0,9161
CQO	y = 0,849x + 3,1447	0,652	y = 0,8611x + 4,8104	0,6975
Clorofila-*a*	y = 0,9593x + 3,0659	0,9396	y = 0,7866x + 4,6525	0,7674
Cor	y = 0,9219x + 0,4283	0,7986	y = 0,9317x + 0,3987	0,8361
Ferro	y = 0,3453x + 0,0608	0,43	y = 0,804x + 0,0318	0,4762
Fósforo	y = 0,8954x - 0,0029	0,7009	y = 0,6409x + 0,0244	0,6523
Manganês	y = 0,4198x + 0,0163	0,3354	y = 0,9477x + 0,0039	0,9552
Nitrato	y = 0,9977x + 0,0128	0,8998	y = 0,9233x + 0,1135	0,837
Nitrito	y = 0,946x + 0,0006	0,9576	y = 0,9378x - 0,0002	0,9315
Ortofosfato	y = 0,6875x + 0,0102	0,6771	y = 0,9005x + 0,0088	0,5201
Oxidabilidade	y = 0,6583x + 1,9996	0,29	y = 0,4807x + 2,9429	0,4562
Oxigénio dissolvido	y = 1,0091x - 0,6575	0,9233	y = 0,9538x + 4,7437	0,9323
pH	y = 0,6079x + 3,278	0,6955	y = 0,9504x + 0,4981	0,9026
SST	y = 0,7182x + 0,7975	0,6895	y = 0,8556x + 2,9312	0,6204
Temperatura	y = 0,9891x + 0,2809	0,9965	y = 0,9496x + 1,0024	0,9803
Transparência	y = x	1	y = x	1

Quadro A.11 – Correlações de Pearson de amoníaco, Monte Novo

Monte Novo					
Amoníaco					
			Fundo	Meio	Superfície
Amoníaco	Fundo	r	1	0,376	0,036
		α		0,002	0,773
		Nº	67	66	66
	Meio	r	0,376	1	0,417
		α	0,002		0,001
		Nº	66	66	65
	Superfície	r	0,036	0,417	1
		α	0,773	0,001	
		Nº	66	65	84

Quadro A.12 – Correlações de Pearson de azoto amoniacal, Monte Novo

Monte Novo					
Azoto amoniacal					
			Fundo	Meio	Superfície
Azoto amoniacal	Fundo	r	1	0,24	0,131
		α		0,038	0,268
		Nº	75	75	73
	Meio	r	0,24	1	0,942
		α	0,038		0
		Nº	75	75	73
	Superfície	r	0,131	0,942	1
		α	0,268	0	
		Nº	73	73	83

Quadro A.13 – Correlações de Pearson de azoto Kjeldahl, Monte Novo

Monte Novo					
Azoto Kjeldahl					
			Fundo	Meio	Superfície
Azoto kjeldahl	Fundo	r	1	0,745	0,598
		α		0	0
		Nº	39	39	38
	Meio	r	0,745	1	0,702
		α	0		0
		Nº	39	39	38
	Superfície	r	0,598	0,702	1
		α	0	0	
		Nº	38	38	42

Quadro A.14 – Correlações de Pearson de CBO_5, Monte Novo

Monte Novo					
CBO_5					
			Fundo	Meio	Superfície
CBO_5	Fundo	r	1	0,339	0,443
		α		0,006	0
		Nº	64	64	63
	Meio	r	0,339	1	0,141
		α	0,006		0,272
		Nº	64	64	63
	Superfície	r	0,443	0,141	1
		α	0	0,272	
		Nº	63	63	74

Quadro A.15 – Correlações de Pearson de CQO, Monte Novo

Monte Novo					
CQO					
			Fundo	Meio	Superfície
CQO	Fundo	r	1	0,559	0,528
		α		0	0
		Nº	67	67	66
	Meio	r	0,559	1	0,605
		α	0		0
		Nº	67	67	66
	Superfície	r	0,528	0,605	1
		α	0	0	
		Nº	66	66	75

Quadro A.16 – Correlações de Pearson de clorofila-*a*, Monte Novo

Monte Novo					
Clorofila-*a*					
			Fundo	Meio	Superfície
Clorofila-*a*	Fundo	r	1	0,91	0,306
		α		0	0,059
		Nº	39	38	39
	Meio	r	0,91	1	0,879
		α	0		0
		Nº	38	41	41
	Superfície	r	0,306	0,879	1
		α	0,059	0	
		Nº	39	41	73

Quadro A.17 – Correlações de Pearson de cor, Monte Novo

Monte Novo – Cor			Fundo	Meio	Superfície
Cor	Fundo	r	1	0,962	0,945
		α		0	0
		Nº	64	62	63
	Meio	r	0,962	1	0,967
		α	0		0
		Nº	62	63	62
	Superfície	r	0,945	0,967	1
		α	0	0	
		Nº	63	62	74

Quadro A.18 – Correlações de Pearson de ferro, Monte Novo

Monte Novo – Ferro			Fundo	Meio	Superfície
Ferro	Fundo	r	1	0,459	0,348
		α		0,004	0,035
		Nº	38	38	37
	Meio	r	0,459	1	0,629
		α	0,004		0
		Nº	38	38	37
	Superfície	r	0,348	0,629	1
		α	0,035	0	
		Nº	37	37	42

Quadro A.19 – Correlações de Pearson de fósforo, Monte Novo

Monte Novo – Fósforo			Fundo	Meio	Superfície
Fósforo	Fundo	r	1	0,288	0,363
		α		0,024	0,004
		Nº	62	61	61
	Meio	r	0,288	1	0,845
		α	0,024		0
		Nº	61	61	60
	Superfície	r	0,363	0,845	1
		α	0,004	0	
		Nº	61	60	84

Quadro A.20 – Correlações de Pearson de manganês, Monte Novo

Monte Novo – Manganês			Fundo	Meio	Superfície
Manganês	Fundo	r	1	0,145	0,083
		α		0,38	0,619
		Nº	39	39	38
	Meio	r	0,145	1	0,294
		α	0,38		0,073
		Nº	39	39	38
	Superfície	r	0,083	0,294	1
		α	0,619	0,073	
		Nº	38	38	42

Quadro A.21 – Correlações de Pearson de nitrato, Monte Novo

Monte Novo – Nitrato			Fundo	Meio	Superfície
Nitrato	Fundo	r	1	0,117	0,906
		α		0,319	0
		Nº	75	75	74
	Meio	r	0,117	1	0,124
		α	0,319		0,294
		Nº	75	75	74
	Superfície	r	0,906	0,124	1
		α	0	0,294	
		Nº	74	74	84

Quadro A.22 – Correlações de Pearson de nitrito, Monte Novo

Monte Novo – Nitrito			Fundo	Meio	Superfície
Nitrito	Fundo	r	1	0,665	0,699
		α		0	0
		Nº	62	62	61
	Meio	r	0,665	1	0,926
		α	0		0
		Nº	62	62	61
	Superfície	r	0,699	0,926	1
		α	0	0	
		Nº	61	61	84

Quadro A.23 – Correlações de Pearson de ortofosfato, Monte Novo

			Monte Novo		
			Ortofosfato		
			Fundo	Meio	Superfície
Ortofosfato	Fundo	r	1	0,535	0,418
		α		0	0
		Nº	75	75	74
	Meio	r	0,535	1	0,858
		α	0		0
		Nº	75	75	74
	Superfície	r	0,418	0,858	1
		α	0	0	
		Nº	74	74	84

Quadro A.24 – Correlações de Pearson de oxidabilidade, Monte Novo

			Monte Novo		
			Oxidabilidade		
			Fundo	Meio	Superfície
Oxidabilidade	Fundo	r	1	0,743	0,745
		α		0	0
		Nº	75	74	74
	Meio	r	0,743	1	0,84
		α	0		0
		Nº	74	74	73
	Superfície	r	0,745	0,84	1
		α	0	0	
		Nº	74	73	84

Quadro A.25 – Correlações de Pearson de oxigénio dissolvido, Monte Novo

			Monte Novo		
			Oxigénio dissolvido		
			Fundo	Meio	Superfície
Oxigénio dissolvido	Fundo	r	1	0,271	-0,062
		α		0,033	0,635
		Nº	63	62	61
	Meio	r	0,271	1	0,563
		α	0,033		0
		Nº	62	62	60
	Superfície	r	-0,062	0,563	1
		α	0,635	0	
		Nº	61	60	76

Quadro A.26 – Correlações de Pearson de pH, Monte Novo

			Monte Novo		
			pH		
			Fundo	Meio	Superfície
pH	Fundo	r	1	0,623	0,512
		α		0	0
		Nº	44	41	43
	Meio	r	0,623	1	0,644
		α	0		0
		Nº	41	43	42
	Superfície	r	0,512	0,644	1
		α	0	0	
		Nº	43	42	55

Quadro A.27 – Correlações de Pearson de SST, Monte Novo

			Monte Novo		
			SST		
			Fundo	Meio	Superfície
SST	Fundo	r	1	0,642	0,574
		α		0	0
		Nº	75	75	74
	Meio	r	0,642	1	0,977
		α	0		0
		Nº	75	75	74
	Superfície	r	0,574	0,977	1
		α	0	0	
		Nº	74	74	84

Quadro A.28 – Correlações de Pearson de temperatura, Monte Novo

			Monte Novo		
			Temperatura		
			Fundo	Meio	Superfície
Temperatura	Fundo	r	1	0,907	0,886
		α		0	0
		Nº	62	58	60
	Meio	r	0,907	1	0,91
		α	0		0
		Nº	58	62	60
	Superfície	r	0,886	0,91	1
		α	0	0	
		Nº	60	60	81

Quadro A.29 – Correlações de Pearson de transparência, Monte Novo

			Monte Novo		
			Transparência		
			Fundo	Meio	Superfície
Transparência	Fundo	r	1	1	1
		α		0	0
		Nº	4	3	4
	Meio	r	1	1	1
		α	0		0
		Nº	3	5	5
	Superfície	r	1	1	1
		α	0	0	
		Nº	4	5	65

Quadro A.30 – Correlações de Pearson de amoníaco, Roxo

			Roxo		
			Amoníaco		
			Fundo	Meio	Superfície
Amoníaco	Fundo	r	1	0,191	0,182
		α		0,162	0,182
		Nº	57	55	55
	Meio	r	0,191	1	0,318
		α	0,162		0,018
		Nº	55	56	55
	Superfície	r	0,182	0,318	1
		α	0,182	0,018	
		Nº	55	55	78

Quadro A.31 – Correlações de Pearson de azoto amoniacal, Roxo

			Roxo		
			Azoto amoniacal		
			Fundo	Meio	Superfície
Azoto amoniacal	Fundo	r	1	0,45	0,302
		α		0	0,019
		Nº	62	60	60
	Meio	r	0,45	1	0,215
		α	0		0,099
		Nº	60	61	60
	Superfície	r	0,302	0,215	1
		α	0,019	0,099	
		Nº	60	60	80

Quadro A.32 – Correlações de Pearson de azoto Kjeldahl, Roxo

			Roxo		
			Azoto Kjeldahl		
			Fundo	Meio	Superfície
Azoto Kjeldahl	Fundo	r	1	0,898	0,809
		α		0	0
		Nº	31	30	30
	Meio	r	0,898	1	0,808
		α	0		0
		Nº	30	31	31
	Superfície	r	0,809	0,808	1
		α	0	0	
		Nº	30	31	42

Quadro A.33 – Correlações de Pearson de CBO_5, Roxo

			Roxo		
			CBO_5		
			Fundo	Meio	Superfície
CBO_5	Fundo	r	1	0,949	0,926
		α		0	0
		Nº	62	61	61
	Meio	r	0,949	1	0,957
		α	0		0
		Nº	61	62	62
	Superfície	r	0,926	0,957	1
		α	0	0	
		Nº	61	62	74

Quadro A.34 – Correlações de Pearson de CQO, Roxo

			Roxo		
			CQO		
			Fundo	Meio	Superfície
CQO	Fundo	r	1	0,807	0,64
		α		0	0
		Nº	64	62	63
	Meio	r	0,807	1	0,835
		α	0		0
		Nº	62	63	63
	Superfície	r	0,64	0,835	1
		α	0	0	
		Nº	63	63	74

Quadro A.35 – Correlações de Pearson de clorofila-*a*, Roxo

Roxo					
Clorofila-*a*			**Fundo**	**Meio**	**Superfície**
Clorofila-*a*	Fundo	r	1	0,969	0,912
		α		0	0
		Nº	35	34	34
	Meio	r	0,969	1	0,876
		α	0		0
		Nº	34	35	35
	Superfície	r	0,912	0,876	1
		α	0	0	
		Nº	34	35	100

Quadro A.36 – Correlações de Pearson de cor, Roxo

Roxo					
Cor			**Fundo**	**Meio**	**Superfície**
Cor	Fundo	r	1	0,894	0,899
		α		0	0
		Nº	53	52	51
	Meio	r	0,894	1	0,914
		α	0		0
		Nº	52	54	53
	Superfície	r	0,899	0,914	1
		α	0	0	
		Nº	51	53	72

Quadro A.37 – Correlações de Pearson de ferro, Roxo

Roxo					
Ferro			**Fundo**	**Meio**	**Superfície**
Ferro	Fundo	r	1	0,656	0,586
		α		0	0,001
		Nº	31	28	30
	Meio	r	0,656	1	0,69
		α	0		0
		Nº	28	30	30
	Superfície	r	0,586	0,69	1
		α	0,001	0	
		Nº	30	30	43

Quadro A.38 – Correlações de Pearson de fósforo, Roxo

Roxo					
Fósforo			**Fundo**	**Meio**	**Superfície**
Fósforo	Fundo	r	1	0,837	0,754
		α		0	0
		Nº	50	47	49
	Meio	r	0,837	1	0,808
		α	0		0
		Nº	47	48	48
	Superfície	r	0,754	0,808	1
		α	0	0	
		Nº	49	48	83

Quadro A.39 – Correlações de Pearson de manganês, Roxo

Roxo					
Manganês			**Fundo**	**Meio**	**Superfície**
Manganês	Fundo	r	1	0,579	0,642
		α		0,001	0
		Nº	31	28	30
	Meio	r	0,579	1	0,977
		α	0,001		0
		Nº	28	30	30
	Superfície	r	0,642	0,977	1
		α	0	0	
		Nº	30	30	43

Quadro A.40 – Correlações de Pearson de nitrato, Roxo

Roxo					
Nitrato			**Fundo**	**Meio**	**Superfície**
Nitrato	Fundo	r	1	0,949	0,96
		α		0	0
		Nº	62	61	61
	Meio	r	0,949	1	0,915
		α	0		0
		Nº	61	62	62
	Superfície	r	0,96	0,915	1
		α	0	0	
		Nº	61	62	82

Quadro A.41 – Correlações de Pearson de nitrito, Roxo

Roxo					
Nitrito					
			Fundo	Meio	Superfície
Nitrito	Fundo	r	1	0,979	0,949
		α		0	0
		Nº	50	48	49
	Meio	r	0,979	1	0,965
		α	0		0
		Nº	48	49	49
	Superfície	r	0,949	0,965	1
		α	0	0	
		Nº	49	49	83

Quadro A.42 – Correlações de Pearson de ortofosfato, Roxo

Roxo					
Ortofosfato					
			Fundo	Meio	Superfície
Ortofosfato	Fundo	r	1	0,823	0,623
		α		0	0
		Nº	63	62	62
	Meio	r	0,823	1	0,721
		α	0		0
		Nº	62	63	63
	Superfície	r	0,623	0,721	1
		α	0	0	
		Nº	62	63	82

Quadro A.43 – Correlações de Pearson de oxidabilidade, Roxo

Roxo					
Oxidabilidade					
			Fundo	Meio	Superfície
Oxidabilidade	Fundo	r	1	0,539	0,858
		α		0	0
		Nº	63	62	62
	Meio	r	0,539	1	0,675
		α	0		0
		Nº	62	63	63
	Superfície	r	0,858	0,675	1
		α	0	0	
		Nº	62	63	147

Quadro A.44 – Correlações de Pearson de oxigénio dissolvido, Roxo

Roxo					
Oxigénio dissolvido					
			Fundo	Meio	Superfície
Oxigénio dissolvido	Fundo	r	1	0,961	0,956
		α		0	0
		Nº	46	44	44
	Meio	r	0,961	1	0,966
		α	0		0
		Nº	44	46	45
	Superfície	r	0,956	0,966	1
		α	0	0	
		Nº	44	45	93

Quadro A.45 – Correlações de Pearson de pH, Roxo

Roxo					
pH					
			Fundo	Meio	Superfície
pH	Fundo	r	1	0,834	0,899
		α		0	0
		Nº	14	13	14
	Meio	r	0,834	1	0,95
		α	0		0
		Nº	13	15	15
	Superfície	r	0,899	0,95	1
		α	0	0	
		Nº	14	15	68

Quadro A.46 – Correlações de Pearson de SST, Roxo

Roxo					
SST					
			Fundo	Meio	Superfície
SST	Fundo	r	1	0,83	0,663
		α		0	0
		Nº	63	62	62
	Meio	r	0,83	1	0,788
		α	0		0
		Nº	62	64	64
	Superfície	r	0,663	0,788	1
		α	0	0	
		Nº	62	64	84

Quadro A.47 – Correlações de Pearson de temperatura, Roxo

Roxo					
			Temperatura		
			Fundo	Meio	Superfície
Temperatura	Fundo	r	1	0,998	0,989
		α		0	0
		Nº	47	43	46
	Meio	r	0,998	1	0,99
		α	0		0
		Nº	43	46	46
	Superfície	r	0,989	0,99	1
		α	0	0	
		Nº	46	46	96

Quadro A.48 – Correlações de Pearson de transparência, Roxo

Roxo					
			Transparência		
			Fundo	Meio	Superfície
Transparência	Fundo	r	1	1	1
		α		0	0
		Nº	13	13	12
	Meio	r	1	1	1
		α	0		0
		Nº	13	17	16
	Superfície	r	1	1	1
		α	0	0	
		Nº	12	16	55

Quadro A.49 – Regressões lineares e coeficientes de determinação entre parâmetros, Monte Novo

Parâmetros	**Monte Novo**					
	Fundo		**Meio**		**Superfície**	
	Funções	R^2	Funções	R^2	Funções	R^2
CBO_5 *vs* Oxidabilidade	y = -0,0095x + 7,6591	5,00E-05	y = 0,2189x + 6,6507	0,1027	y = -0,0064x + 7,2258	6,00E-05
CBO_5 *vs* CQO	y = 0,6499x + 21,464	0,0109	y = 1,7562x + 17,045	0,2352	y = 1,3719x + 18,716	0,1126
CQO *vs* Oxidabilidade	y = 0,0149x + 7,2684	0,0045	y = 0,0568x + 6,0614	0,0891	y = 0,0177x + 6,7772	0,0073
Cor *vs* Ferro	y = 0,019x + 0,7325	0,0347	y = 0,0128x + 0,1321	0,426	y = 0,0143x + 0,1745	0,2871
Cor *vs* Manganês	y = -0,0026x + 0,4386	0,0078	y = -0,0005x + 0,1208	0,005	y = -0,0017x + 0,1055	0,06
Cor *vs* Oxidabilidade	y = 0,0267x + 7,3756	0,0756	y = 0,0232x + 7,4267	0,0498	y = 0,0315x + 7,0721	0,0989
SST *vs* Transparência	y = -0,03x + 1,753	0,2871	y = -0,0084x + 1,1855	0,2708	y = -0,0163x + 1,6117	0,0644
Nitrato *vs* Nitrito	y = 0,0078x + 0,0148	0,1848	y = 0,0002x + 0,0218	0,0162	y = 0,0101x + 0,0088	0,4101
Clorofila-*a* *vs* Cor	y = -0,1885x + 15,362	0,0641	y = -0,058x + 12,379	0,0334	y = -0,0805x + 15,748	0,0301
Clorofila-*a* *vs* Transparência	y = -0,0323x + 1,2581	1	y = -0,1318x + 2,8247	0,867	y = -0,0044x + 1,5389	0,01
Clorofila-*a* *vs* Fósforo	y = -0,0019x + 0,1713	0,0478	y = 0,0005x + 0,075	0,0674	y = 0,0002x + 0,0849	0,0079
Clorofila-*a* *vs* Nitrato	y = -0,0234x + 1,4637	0,1015	y = -0,0288x + 4,9492	0,0025	y = -0,0115x + 1,3631	0,0717
Clorofila-*a* *vs* Nitrito	y = -0,0004x + 0,0267	0,1248	y = -0,0001x + 0,021	0,0654	y = -0,0002x + 0,0243	0,0681
Clorofila-*a* *vs* Ortofosfato	y = -0,0014x + 0,1166	0,043	y = -0,0003x + 0,0563	0,0318	y = -0,0004x + 0,0722	0,0344
Clorofila-*a* *vs* Azoto Kjeldahl	y = -0,0065x + 1,1579	0,0227	y = 0,0119x + 0,9246	0,7081	y = 0,0068x + 0,9782	0,4232
Amoníaco *vs* Azoto Kjeldahl	y = 8,8729x + 1,1092	0,0399	y = 29,42x + 0,9699	0,073	y = 9,6404x + 1,0592	0,112
Azoto amoniacal *vs* Azoto Kjeldahl	y = 0,7588x + 0,998	0,1164	y = 0,7236x + 1,0262	0,0415	y = 0,7187x + 1,0626	0,0524
Azoto amoniacal *vs* Amoníaco	y = 0,0442x - 0,0003	0,2559	y = 0,0168x + 0,004	0,2216	y = 0,0358x + 0,0077	0,1189
Coliformes fecais *vs* Coliformes totais					y = 0,9989x + 739,39	0,0185
Coliformes fecais *vs* Estreptococos fecais					y = -0,3181x + 524,12	0,0029
Estreptococos fecais *vs* Coliformes totais					y = -0,0416x + 755,83	0,0054

Quadro A.50 – Regressões lineares e coeficientes de determinação entre parâmetros, Roxo

Parâmetros	Roxo					
	Fundo		Meio		Superfície	
	Funções	R^2	Funções	R^2	Funções	R^2
CBO_5 *vs* Oxidabilidade	y = 0,4043x + 4,1403	0,6136	y = 0,3288x + 4,5081	0,266	y = 0,3169x + 4,4962	0,5218
CBO_5 *vs* CQO	y = 2,0123x + 13,109	0,458	y = 2,1554x + 12,53	0,46	y = 1,7962x + 16,461	0,3181
CQO *vs* Oxidabilidade	y = 0,1048x + 3,4865	0,3723	y = 0,0724x + 4,2334	0,132	y = 0,0643x + 4,2042	0,2183
Cor *vs* Ferro	y = 0,0257x + 0,0417	0,2953	y = 0,0083x + 0,0919	0,0548	y = 0,0099x + 0,0807	0,0582
Cor *vs* Manganês	y = -0,002x + 0,0634	0,0273	y = -0,0022x + 0,051	0,0462	y = -0,0008x + 0,0452	0,0049
Cor *vs* Oxidabilidade	y = -0,0667x + 6,132	0,0155	y = 0,0019x + 5,5158	0,0195	y = -0,0664x + 5,9618	0,0216
SST *vs* Transparência	y = -0,0247x + 1,8041	0,4205	y = -0,0316x + 1,8984	0,5353	y = -0,0217x + 1,7945	0,1385
Nitrato *vs* Nitrito	y = 0,0097x + 0,0168	0,2832	y = 0,0096x + 0,0157	0,3349	y = 0,0088x + 0,0114	0,2818
Clorofila-*a* *vs* Cor	y = -0,0054x + 4,5916	0,0775	y = -0,0113x + 4,9817	0,089	y = -0,0135x + 5,3229	0,019
Clorofila-*a* *vs* Transparência	y = -0,0055x + 1,6642	0,5318	y = -0,0054x + 1,6956	0,4746	y = -0,0012x + 1,5948	0,0429
Clorofila-*a* *vs* Fósforo	y = 0,0003x + 0,0493	0,2917	y = 0,0005x + 0,0332	0,4929	y = 6E-05x + 0,0569	0,0261
Clorofila-*a* *vs* Nitrato	y = -0,006x + 1,5441	0,0676	y = -0,0065x + 1,6075	0,0287	y = -0,0037x + 1,6618	0,0295
Clorofila-*a* *vs* Nitrito	y = -0,0002x + 0,0311	0,0699	y = -0,0001x + 0,03	0,023	y = -6E-05x + 0,0272	0,0254
Clorofila-*a* *vs* Ortofosfato	y = 3E-05x + 0,031	0,0064	y = 0,0001x + 0,0274	0,1003	y = 9E-05x + 0,0367	0,0352
Clorofila-*a* *vs* Azoto Kjeldahl	y = 0,0044x + 0,7209	0,3734	y = 0,0076x + 0,663	0,3074	y = 0,0034x + 0,7744	0,2411
Amoníaco *vs* Azoto Kjeldahl	y = 2,4058x + 0,8594	0,0319	y = -13,157x + 0,9673	0,0242	y = 7,3712x + 0,7897	0,1144
Azoto amoniacal *vs* Azoto Kjeldahl	y = 0,3505x + 0,8567	0,007	y = 0,8663x + 0,7476	0,1185	y = 0,798x + 0,7783	0,0658
Azoto amoniacal *vs* Amoníaco	y = 0,0087x + 0,0078	0,0018	y = 0,0174x + 0,003	0,3043	y = 0,0194x + 0,0077	0,0764
Coliformes fecais *vs* Coliformes totais					y = 1,0643x + 1045,4	0,0374
Coliformes fecais *vs* Estreptococos fecais					y = 0,079x + 25,016	0,433
Estreptococos fecais *vs* Coliformes totais					y = 0,0077x + 25,478	0,1186

Quadro A. 51 – Correlações de Pearson de fundo entre parâmetros, Monte Novo

		Monte Novo – Fundo															
		Amoníaco	Azoto Amoniacal	Azoto Kjeldahl	CBO_5	CQO	Clorofila-*a*	Cor	Ferro	Fósforo	Manganês	Nitrato	Nitrito	Ortofosfato	Oxidabilidade	SST	Transparência
Amoníaco	r	1	0,506	0,2	-0,075	-0,056	-0,052	-0,173	-0,223	0,082	-0,143	-0,188	-0,072	0,097	-0,025	-0,127	-0,444
	α		0	0,25	0,58	0,671	0,754	0,194	0,205	0,537	0,412	0,127	0,586	0,436	0,84	0,306	0,556
	Nº	67	67	35	56	59	39	58	34	59	35	67	59	67	67	67	4
Azoto amoniacal	r	0,506	1	0,341	0,332	-0,016	-0,282	-0,069	-0,048	0,649	0,301	-0,191	0,249	0,49	0	0,196	-0,62
	α	0		0,034	0,007	0,9	0,082	0,589	0,773	0	0,062	0,101	0,051	0	0,998	0,091	0,38
	Nº	67	75	39	64	67	39	64	38	62	39	75	62	75	75	75	4
Azoto Kjeldahl	r	0,2	0,341	1	0,376	-0,089	-0,151	-0,442	-0,017	0,321	0,196	-0,373	0,088	-0,06	0,357	0,068	10
	α	0,25	0,034		0,028	0,611	0,503	0,01	0,921	0,069	0,232	0,019	0,628	0,718	0,026	0,679	0
	Nº	35	39	39	34	35	22	33	38	33	39	39	33	39	39	39	2
CBO_5	r	-0,075	0,332	0,376	1	0,104	0,052	-0,261	-0,141	0,371	0,338	-0,27	0,115	0,093	-0,007	0,089	0,475
	α	0,58	0,007	0,028		0,413	0,773	0,052	0,435	0,006	0,051	0,031	0,412	0,464	0,957	0,483	0,525
	Nº	56	64	34	64	64	33	56	33	53	34	64	53	64	64	64	4
CQO	r	-0,056	-0,016	-0,089	0,104	1	0,268	-0,149	-0,172	-0,054	-0,387	-0,111	-0,247	0,036	0,067	0,021	-0,371
	α	0,671	0,9	0,611	0,413		0,125	0,27	0,33	0,697	0,022	0,37	0,071	0,771	0,588	0,865	0,629
	Nº	59	67	35	64	67	34	57	34	54	35	67	54	67	67	67	4
Clorofila-*a*	r	-0,052	-0,282	-0,151	0,052	0,268	1	-0,253	-0,274	-0,219	-0,203	-0,319	-0,353	-0,207	-0,121	-0,152	-10
	α	0,754	0,082	0,503	0,773	0,125		0,12	0,23	0,181	0,366	0,048	0,027	0,206	0,464	0,355	0
	Nº	39	39	22	33	34	39	39	21	39	22	39	39	39	39	39	2
Cor	r	-0,173	-0,069	-0,442	-0,261	-0,149	-0,253	1	0,186	0,172	-0,088	0,613	0,174	0,527	0,275	0,389	-0,475
	α	0,194	0,589	0,01	0,052	0,27	0,12		0,307	0,186	0,626	0	0,18	0	0,028	0,001	0,525
	Nº	58	64	33	56	57	39	64	32	61	33	64	61	64	64	64	4
Ferro	r	-0,223	-0,048	-0,017	-0,141	-0,172	-0,274	0,186	1	0,467	0,162	0,401	0,204	0,324	0,141	0,275	-10
	α	0,205	0,773	0,921	0,435	0,33	0,23	0,307		0,007	0,331	0,013	0,262	0,047	0,398	0,095	0
	Nº	34	38	38	33	34	21	32	38	32	38	38	32	38	38	38	2

Quadro A. 51 – Correlações de Pearson de fundo entre parâmetros, Monte Novo (cont.)

		Monte Novo – Fundo															
		Amoníaco	Azoto Amoniacal	Azoto Kjeldahl	CBO_5	CQO	Clorofila-a	Cor	Ferro	Fósforo	Manganês	Nitrato	Nitrito	Ortofosfato	Oxidabilidade	SST	Transparência
Fósforo	r	0,082	0,649	0,321	0,371	-0,054	-0,219	0,172	0,467	1	0,68	0,045	0,198	0,498	-0,044	0,517	-0,534
	α	0,537	0	0,069	0,006	0,697	0,181	0,186	0,007		0	0,726	0,123	0	0,736	0	0,466
	Nº	59	62	33	53	54	39	61	32	62	33	62	62	62	62	62	4
Manganês	r	-0,143	0,301	0,196	0,338	-0,387	-0,203	-0,088	0,162	0,68	1	-0,162	-0,057	0,012	0,119	0,037	10
	α	0,412	0,062	0,232	0,051	0,022	0,366	0,626	0,331	0		0,325	0,753	0,943	0,47	0,825	0
	Nº	35	39	39	34	35	22	33	38	33	39	39	33	39	39	39	2
Nitrato	r	-0,188	-0,191	-0,373	-0,27	-0,111	-0,319	0,613	0,401	0,045	-0,162	1	0,43	0,211	0,136	0,287	-0,802
	α	0,127	0,101	0,019	0,031	0,37	0,048	0	0,013	0,726	0,325		0	0,069	0,245	0,013	0,198
	Nº	67	75	39	64	67	39	64	38	62	39	75	62	75	75	75	4
Nitrito	r	-0,072	0,249	0,088	0,115	-0,247	-0,353	0,174	0,204	0,198	-0,057	0,43	1	0,28	0,104	0,308	-0,353
	α	0,586	0,051	0,628	0,412	0,071	0,027	0,18	0,262	0,123	0,753	0		0,027	0,423	0,015	0,647
	Nº	59	62	33	53	54	39	61	32	62	33	62	62	62	62	62	4
Ortofosfato	r	0,097	0,49	-0,06	0,093	0,036	-0,207	0,527	0,324	0,498	0,012	0,211	0,28	1	0,176	0,433	-0,461
	α	0,436	0	0,718	0,464	0,771	0,206	0	0,047	0	0,943	0,069	0,027		0,131	0	0,539
	Nº	67	75	39	64	67	39	64	38	62	39	75	62	75	75	75	4
Oxidabilidade	r	-0,025	0	0,357	-0,007	0,067	-0,121	0,275	0,141	-0,044	0,119	0,136	0,104	0,176	1	0,19	0,281
	α	0,84	0,998	0,026	0,957	0,588	0,464	0,028	0,398	0,736	0,47	0,245	0,423	0,131		0,102	0,719
	Nº	67	75	39	64	67	39	64	38	62	39	75	62	75	75	75	4
SST	r	-0,127	0,196	0,068	0,089	0,021	-0,152	0,389	0,275	0,517	0,037	0,287	0,308	0,433	0,19	1	-0,536
	α	0,306	0,091	0,679	0,483	0,865	0,355	0,001	0,095	0	0,825	0,013	0,015	0	0,102		0,464
	Nº	67	75	39	64	67	39	64	38	62	39	75	62	75	75	75	4
Transparência	r	-0,444	-0,62	10	0,475	-0,371	-10	-0,475	-10	-0,534	10	-0,802	-0,353	-0,461	0,281	-0,536	1
	α	0,556	0,38	0	0,525	0,629	0	0,525	0	0,466	0	0,198	0,647	0,539	0,719	0,464	
	Nº	4	4	2	4	4	2	4	2	4	2	4	4	4	4	4	4

Quadro A. 52 – Correlações de Pearson de meio entre parâmetros, Monte Novo

		Monte Novo – Meio															
		Amoníaco	Azoto Amoniacal	Azoto Kjeldahl	CBO_5	CQO	Clorofila-*a*	Cor	Ferro	Fósforo	Manganês	Nitrato	Nitrito	Ortofosfato	Oxidabilidade	SST	Transparência
Amoníaco	r	1	0,471	0,27	0,107	0,2	0,09	-0,353	-0,315	-0,036	0,024	-0,087	0,144	-0,152	0,262	-0,126	0,687
	α		0	0,117	0,436	0,131	0,576	0,008	0,069	0,789	0,89	0,487	0,28	0,222	0,035	0,312	0,2
	Nº	66	66	35	55	58	41	56	34	57	35	66	58	66	65	66	5
Azoto amoniacal	r	0,471	1	0,204	-0,125	-0,085	-0,148	-0,096	0	-0,003	0,158	-0,004	0,454	0,113	0,2	0,098	-0,367
	α	0		0,213	0,324	0,496	0,354	0,453	0,998	0,984	0,337	0,974	0	0,332	0,087	0,403	0,543
	Nº	66	75	39	64	67	41	63	38	61	39	75	62	75	74	75	5
Azoto Kjeldahl	r	0,27	0,204	1	0,322	0,1	0,841	-0,343	-0,147	0,126	0,208	-0,231	-0,091	-0,227	0,406	-0,09	
	α	0,117	0,213		0,063	0,569	0	0,05	0,378	0,486	0,203	0,157	0,615	0,165	0,01	0,586	
	Nº	35	39	39	34	35	22	33	38	33	39	39	33	39	39	39	1
CBO_5	r	0,107	-0,125	0,322	1	0,485	0,538	-0,239	-0,175	-0,047	0,192	-0,05	-0,208	-0,194	0,32	-0,108	0,444
	α	0,436	0,324	0,063		0	0,001	0,082	0,331	0,743	0,276	0,696	0,136	0,125	0,01	0,395	0,454
	Nº	55	64	34	64	64	35	54	33	52	34	64	53	64	63	64	5
CQO	r	0,2	-0,085	0,1	0,485	1	0,165	-0,131	-0,194	0,004	0,162	-0,153	-0,035	-0,03	0,298	-0,01	0,947
	α	0,131	0,496	0,569	0		0,336	0,341	0,272	0,977	0,352	0,215	0,801	0,807	0,015	0,936	0,015
	Nº	58	67	35	64	67	36	55	34	53	35	67	54	67	66	67	5
Clorofila-*a*	r	0,09	-0,148	0,841	0,538	0,165	1	-0,183	-0,193	0,26	0,26	-0,05	-0,256	-0,178	0,373	0,069	-0,931
	α	0,576	0,354	0	0,001	0,336		0,259	0,402	0,106	0,243	0,756	0,107	0,265	0,016	0,667	0,238
	Nº	41	41	22	35	36	41	40	21	40	22	41	41	41	41	41	3
Cor	r	-0,353	-0,096	-0,343	-0,239	-0,131	-0,183	1	0,653	0,475	-0,07	-0,012	0,379	0,752	0,223	0,683	-0,444
	α	0,008	0,453	0,05	0,082	0,341	0,259		0	0	0,697	0,923	0,003	0	0,081	0	0,454
	Nº	56	63	33	54	55	40	63	32	59	33	63	60	63	62	63	5
Ferro	r	-0,315	0	-0,147	-0,175	-0,194	-0,193	0,653	1	0,426	0,035	0,637	0,307	0,711	0,16	0,599	
	α	0,069	0,998	0,378	0,331	0,272	0,402	0		0,015	0,836	0	0,088	0	0,337	0	
	Nº	34	38	38	33	34	21	32	38	32	38	38	32	38	38	38	1

Quadro A. 52 – Correlações de Pearson de meio entre parâmetros, Monte Novo (cont.)

Monte Novo – Meio		Amoníaco	Azoto Amoniacal	Azoto Kjeldahl	CBO_5	CQO	Clorofila-a	Cor	Ferro	Fósforo	Manganês	Nitrato	Nitrito	Ortofosfato	Oxidabilidade	SST	Transparência
Fósforo	r	-0,036	-0,003	0,126	-0,047	0,004	0,26	0,475	0,426	1	0,089	-0,065	0,478	0,747	0,484	0,812	-0,139
	α	0,789	0,984	0,486	0,743	0,977	0,106	0	0,015		0,621	0,619	0	0	0	0	0,861
	Nº	57	61	33	52	53	40	59	32	61	33	61	61	61	60	61	4
Manganês	r	0,024	0,158	0,208	0,192	0,162	0,26	-0,07	0,035	0,089	1	-0,077	0,287	0,058	0,322	-0,082	
	α	0,89	0,337	0,203	0,276	0,352	0,243	0,697	0,836	0,621		0,642	0,106	0,727	0,045	0,621	
	Nº	35	39	39	34	35	22	33	38	33	39	39	33	39	39	39	1
Nitrato	r	-0,087	-0,004	-0,231	-0,05	-0,153	-0,05	-0,012	0,637	-0,065	-0,077	1	0,127	0,015	-0,065	0,02	-0,01
	α	0,487	0,974	0,157	0,696	0,215	0,756	0,923	0	0,619	0,642		0,324	0,896	0,584	0,863	0,987
	Nº	66	75	39	64	67	41	63	38	61	39	75	62	75	74	75	5
Nitrito	r	0,144	0,454	-0,091	-0,208	-0,035	-0,256	0,379	0,307	0,478	0,287	0,127	1	0,596	0,246	0,601	-0,424
	α	0,28	0	0,615	0,136	0,801	0,107	0,003	0,088	0	0,106	0,324		0	0,056	0	0,477
	Nº	58	62	33	53	54	41	60	32	61	33	62	62	62	61	62	5
Ortofosfato	r	-0,152	0,113	-0,227	-0,194	-0,03	-0,178	0,752	0,711	0,747	0,058	0,015	0,596	1	0,44	0,863	-0,617
	α	0,222	0,332	0,165	0,125	0,807	0,265	0	0	0	0,727	0,896	0		0	0	0,268
	Nº	66	75	39	64	67	41	63	38	61	39	75	62	75	74	75	5
Oxidabilidade	r	0,262	0,2	0,406	0,32	0,298	0,373	0,223	0,16	0,484	0,322	-0,065	0,246	0,44	1	0,402	0,648
	α	0,035	0,087	0,01	0,01	0,015	0,016	0,081	0,337	0	0,045	0,584	0,056	0		0	0,352
	Nº	65	74	39	63	66	41	62	38	60	39	74	61	74	74	74	4
SST	r	-0,126	0,098	-0,09	-0,108	-0,01	0,069	0,683	0,599	0,812	-0,082	0,02	0,601	0,863	0,402	1	-0,52
	α	0,312	0,403	0,586	0,395	0,936	0,667	0	0	0	0,621	0,863	0	0	0		0,369
	Nº	66	75	39	64	67	41	63	38	61	39	75	62	75	74	75	5
Transparência	r	0,687	-0,367		0,444	0,947	-0,931	-0,444		-0,139		-0,01	-0,424	-0,617	0,648	-0,52	1
	α	0,2	0,543		0,454	0,015	0,238	0,454		0,861		0,987	0,477	0,268	0,352	0,369	
	Nº	5	5	1	5	5	3	5	1	4	1	5	5	5	4	5	5

Quadro A. 53 – Correlações de Pearson de superfície entre parâmetros, Monte Novo

Monte Novo – Superfície		Amoníaco	Azoto amoniacal	Azoto Kjeldahl	CBO_5	CQO	Clorofila-*a*	Coliformes fecais	Coliformes totais	Cor	Estreptococos fecais	Ferro	Fósforo	Manganês	Nitrato	Nitrito	Ortofosfato	Oxidabilidade	SST	Transparência
Amoníaco	r	1	0,345	0,335	0,215	0,126	-0,026	-0,148	-0,184	-0,132	0,449	0,193	-0,126	-0,065	-0,171	0,004	-0,17	-0,037	-0,139	-0,071
	α		0,001	0,03	0,066	0,282	0,827	0,181	0,093	0,263	0,004	0,22	0,254	0,681	0,12	0,97	0,123	0,741	0,209	0,576
	Nº	84	83	42	74	75	73	83	84	74	40	42	84	42	84	84	84	84	84	65
Azoto amoniacal	r	0,345	1	0,229	-0,063	-0,251	-0,072	0,044	-0,08	-0,057	-0,053	0,171	0,086	0,315	0,253	0,504	0,127	0,21	0,123	-0,043
	α	0,001		0,15	0,598	0,031	0,548	0,694	0,472	0,634	0,747	0,284	0,438	0,045	0,021	0	0,252	0,056	0,269	0,733
	Nº	83	83	41	73	74	72	82	83	73	39	41	83	41	83	83	83	83	83	64
Azoto Kjeldahl	r	0,335	0,229	1	0,425	0,125	0,651	0,082	-0,141	-0,244	0,279	0,117	0,134	0,597	-0,198	-0,082	-0,105	0,011	-0,078	-0,195
	α	0,03	0,15		0,008	0,453	0	0,604	0,373	0,146	0,09	0,461	0,397	0	0,21	0,605	0,51	0,945	0,622	0,27
	Nº	42	41	42	38	38	37	42	42	37	38	42	42	42	42	42	42	42	42	34
CBO_5	r	0,215	-0,063	0,425	1	0,336	0,665	-0,037	0,011	-0,293	0,3	0,191	-0,116	0,128	-0,298	-0,298	-0,271	-0,008	-0,22	-0,113
	α	0,066	0,598	0,008		0,003	0	0,754	0,925	0,019	0,076	0,25	0,326	0,443	0,01	0,01	0,019	0,949	0,059	0,404
	Nº	74	73	38	74	74	65	74	74	64	36	38	74	38	74	74	74	74	74	57
CQO	r	0,126	-0,251	0,125	0,336	1	0,225	0,107	-0,14	-0,226	-0,153	-0,182	-0,056	0,038	-0,25	-0,254	-0,203	0,085	-0,171	0,146
	α	0,282	0,031	0,453	0,003		0,07	0,363	0,231	0,07	0,374	0,275	0,633	0,822	0,03	0,028	0,081	0,467	0,142	0,273
	Nº	75	74	38	74	75	66	74	75	65	36	38	75	38	75	75	75	75	75	58
Clorofila-*a*	r	-0,026	-0,072	0,651	0,665	0,225	1	0,215	0,153	-0,173	0,167	0,193	0,089	0,724	-0,268	-0,261	-0,185	0,021	-0,038	-0,1
	α	0,827	0,548	0	0	0,07		0,07	0,197	0,164	0,338	0,253	0,454	0	0,022	0,026	0,116	0,859	0,749	0,463
	Nº	73	72	37	65	66	73	72	73	66	35	37	73	37	73	73	73	73	73	56
Coliformes fecais	r	-0,148	0,044	0,082	-0,037	0,107	0,215	1	0,136	0,005	-0,054	0,042	0,154	0,316	0,024	0,075	0,111	0,072	0,159	-0,063
	α	0,181	0,694	0,604	0,754	0,363	0,07		0,22	0,967	0,742	0,79	0,166	0,042	0,828	0,501	0,319	0,518	0,151	0,622
	Nº	83	82	42	74	74	72	83	83	73	40	42	83	42	83	83	83	83	83	64
Coliformes totais	r	-0,184	-0,08	-0,141	0,011	-0,14	0,153	0,136	1	0,151	-0,074	-0,093	-0,016	-0,03	-0,05	0,006	-0,002	0,005	0,046	-0,001
	α	0,093	0,472	0,373	0,925	0,231	0,197	0,22		0,198	0,651	0,557	0,887	0,853	0,654	0,958	0,986	0,964	0,681	0,991
	Nº	84	83	42	74	75	73	83	84	74	40	42	84	42	84	84	84	84	84	65

Quadro A. 53 – Correlações de Pearson de superfície entre parâmetros, Monte Novo (cont.)

Monte Novo – Superfície

		Amoníaco	Azoto amoniacal	Azoto Kjeldahl	CBO_5	CQO	Clorofila-*a*	Coliformes fecais	Coliformes totais	Cor	Estreptococos fecais	Ferro	Fósforo	Manganês	Nitrato	Nitrito	Ortofosfato	Oxidabilidade	SST	Transparência
Cor	r	-0,132	-0,057	-0,244	-0,293	-0,226	-0,173	0,005	0,151	1	0,014	0,536	0,507	-0,245	0,668	0,36	0,671	0,314	0,694	-0,251
	α	0,263	0,634	0,146	0,019	0,07	0,164	0,967	0,198		0,938	0,001	0	0,144	0	0,002	0	0,006	0	0,064
	Nº	74	73	37	64	65	66	73	74	74	35	37	74	37	74	74	74	74	74	55
Estreptococos fecais	r	0,449	-0,053	0,279	0,3	-0,153	0,167	-0,054	-0,074	0,014	1	0,36	-0,033	-0,019	-0,109	-0,007	0,005	0,005	-0,012	-0,052
	α	0,004	0,747	0,09	0,076	0,374	0,338	0,742	0,651	0,938		0,026	0,84	0,909	0,504	0,968	0,977	0,977	0,942	0,766
	Nº	40	39	38	36	36	35	40	40	35	40	38	40	38	40	40	40	40	40	35
Ferro	r	0,193	0,171	0,117	0,191	-0,182	0,193	0,042	-0,093	0,536	0,36	1	0,554	0,141	0,444	0,379	0,686	0,421	0,74	0,32
	α	0,22	0,284	0,461	0,25	0,275	0,253	0,79	0,557	0,001	0,026		0	0,373	0,003	0,013	0	0,006	0	0,061
	Nº	42	41	42	38	38	37	42	42	37	38	42	42	42	42	42	42	42	42	34
Fósforo	r	-0,126	0,086	0,134	-0,116	-0,056	0,089	0,154	-0,016	0,507	-0,033	0,554	1	0,217	0,538	0,472	0,778	0,424	0,804	-0,191
	α	0,254	0,438	0,397	0,326	0,633	0,454	0,166	0,887	0	0,84	0		0,168	0	0	0	0	0	0,128
	Nº	84	83	42	74	75	73	83	84	74	40	42	84	42	84	84	84	84	84	65
Manganês	r	-0,065	0,315	0,597	0,128	0,038	0,724	0,316	-0,03	-0,245	-0,019	0,141	0,217	1	-0,159	-0,128	-0,03	0,071	0,049	-0,112
	α	0,681	0,045	0	0,443	0,822	0	0,042	0,853	0,144	0,909	0,373	0,168		0,313	0,419	0,849	0,656	0,759	0,528
	Nº	42	41	42	38	38	37	42	42	37	38	42	42	42	42	42	42	42	42	34
Nitrato	r	-0,171	0,253	-0,198	-0,298	-0,25	-0,268	0,024	-0,05	0,668	-0,109	0,444	0,538	-0,159	1	0,64	0,719	0,266	0,649	-0,28
	α	0,12	0,021	0,21	0,01	0,03	0,022	0,828	0,654	0	0,504	0,003	0	0,313		0	0	0,014	0	0,024
	Nº	84	83	42	74	75	73	83	84	74	40	42	84	42	84	84	84	84	84	65
Nitrito	r	0,004	0,504	-0,082	-0,298	-0,254	-0,261	0,075	0,006	0,36	-0,007	0,379	0,472	-0,128	0,64	1	0,66	0,266	0,589	-0,184
	α	0,97	0	0,605	0,01	0,028	0,026	0,501	0,958	0,002	0,968	0,013	0	0,419	0		0	0,014	0	0,143
	Nº	84	83	42	74	75	73	83	84	74	40	42	84	42	84	84	84	84	84	65
Ortofosfato	r	-0,17	0,127	-0,105	-0,271	-0,203	-0,185	0,111	-0,002	0,671	0,005	0,686	0,778	-0,03	0,719	0,66	1	0,373	0,901	0,25
	α	0,123	0,252	0,51	0,019	0,081	0,116	0,319	0,986	0	0,977	0	0	0,849	0	0		0	0	0,04
	Nº	84	83	42	74	75	73	83	84	74	40	42	84	42	84	84	84	84	84	65

Quadro A. 53 – Correlações de Pearson de superfície entre parâmetros, Monte Novo (cont.)

Monte Novo – Superfície																			
		Amoníaco	Azoto amoniacal	Azoto Kjeldahl	CBO_5	CQO	Clorofila-*a*	Coliformes fecais	Coliformes totais	Cor	Estreptococos fecais	Ferro	Fósforo	Manganês	Nitrato	Nitrito	Ortofosfato	Oxidabilidade	SST	Transparência
Oxidabilidade	r	-0,037	0,21	0,011	-0,008	0,085	0,021	0,072	0,005	0,314	0,005	0,421	0,424	0,071	0,266	0,266	0,373	1	0,383	-0,095
	α	0,741	0,056	0,945	0,949	0,467	0,859	0,518	0,964	0,006	0,977	0,006	0	0,656	0,014	0,014	0		0	0,45
	Nº	84	83	42	74	75	73	83	84	74	40	42	84	42	84	84	84	84	84	65
SST	r	-0,139	0,123	-0,078	-0,22	-0,171	-0,038	0,159	0,046	0,694	-0,012	0,74	0,804	0,049	0,649	0,589	0,901	0,383	1	-0,254
	α	0,209	0,269	0,622	0,059	0,142	0,749	0,151	0,681	0	0,942	0	0	0,759	0	0	0	0		0,041
	Nº	84	83	42	74	75	73	83	84	74	40	42	84	42	84	84	84	84	84	65
Transparência	r	-0,071	-0,043	-0,195	-0,113	0,146	-0,1	-0,063	-0,001	-0,251	-0,052	-0,324	-0,191	-0,112	-0,28	-0,184	-0,255	-0,095	-0,254	1
	α	0,576	0,733	0,27	0,404	0,273	0,463	0,622	0,991	0,064	0,766	0,061	0,128	0,528	0,024	0,143	0,04	0,45	0,041	
	Nº	65	64	34	57	58	56	64	65	55	35	34	65	34	65	65	65	65	65	65

Quadro A. 54 – Correlações de Pearson de fundo entre parâmetros, Roxo

		Roxo – Fundo															
		Amoníaco	Azoto Amoniacal	Azoto Kjeldahl	CBO_5	CQO	Clorofila-*a*	Cor	Ferro	Fósforo	Manganês	Nitrato	Nitrito	Ortofosfato	Oxidabilidade	SST	Transparência
Amoníaco	r	1	0,042	0,179	0,096	0,386	0,216	-0,173	-0,093	-0,006	-0,128	-0,05	-0,066	-0,04	0,073	0,042	-0,001
	α		0,757	0,363	0,485	0,003	0,228	0,252	0,636	0,971	0,516	0,715	0,661	0,769	0,589	0,76	0,998
	Nº	57	57	28	55	57	33	46	28	46	28	56	46	57	57	56	13
Azoto amoniacal	r	0,042	1	0,084	-0,136	-0,145	-0,147	-0,028	0,325	0,164	-0,121	0,446	0,436	0,314	0,17	0,224	0,114
	α	0,757		0,661	0,301	0,26	0,407	0,845	0,08	0,26	0,524	0	0,002	0,013	0,186	0,083	0,712
	Nº	57	62	30	60	62	34	51	30	49	30	61	49	62	62	61	13
Azoto Kjeldahl	r	0,179	0,084	1	0,391	0,66	0,611	-0,141	-0,262	0,354	-0,131	0,019	-0,036	0,087	0,529	0,134	0,302
	α	0,363	0,661		0,033	0	0,007	0,503	0,162	0,083	0,49	0,92	0,864	0,643	0,002	0,481	0,561
	Nº	28	30	31	30	31	18	25	30	25	30	30	25	31	31	30	6
CBO_5	r	0,096	-0,136	0,391	1	0,677	0,799	-0,073	0,042	0,32	0,141	-0,098	-0,265	-0,012	0,783	0,449	-0,672
	α	0,485	0,301	0,033		0	0	0,603	0,827	0,023	0,456	0,457	0,063	0,929	0	0	0,012
	Nº	55	60	30	62	62	35	53	30	50	30	60	50	61	61	61	13
CQO	r	0,386	-0,145	0,66	0,677	1	0,758	-0,257	-0,434	0,229	-0,085	-0,184	-0,211	-0,138	0,61	0,143	-0,702
	α	0,003	0,26	0	0		0	0,063	0,015	0,11	0,651	0,153	0,141	0,28	0	0,262	0,007
	Nº	57	62	31	62	64	35	53	31	50	31	62	50	63	63	63	13
Clorofila-*a*	r	0,216	-0,147	0,611	0,799	0,758	1	-0,278	-0,219	0,54	0,218	-0,26	-0,264	0,08	0,663	0,596	-0,729
	α	0,228	0,407	0,007	0	0		0,111	0,398	0,001	0,4	0,137	0,125	0,647	0	0	0,017
	Nº	33	34	18	35	35	35	34	17	35	17	34	35	35	35	34	10
Cor	r	-0,173	-0,028	-0,141	-0,073	-0,257	-0,278	1	0,543	0,063	-0,165	0,714	0,287	0,426	-0,124	0,308	0,166
	α	0,252	0,845	0,503	0,603	0,063	0,111		0,005	0,668	0,43	0	0,045	0,002	0,379	0,025	0,588
	Nº	46	51	25	53	53	34	53	25	49	25	51	49	52	52	53	13
Ferro	r	-0,093	0,325	-0,262	0,042	-0,434	-0,219	0,543	1	0,281	0,437	0,471	0,249	0,496	-0,165	0,569	0,129
	α	0,636	0,08	0,162	0,827	0,015	0,398	0,005		0,173	0,014	0,009	0,23	0,005	0,375	0,001	0,808
	Nº	28	30	30	30	31	17	25	31	25	31	30	25	31	31	30	6

Quadro A. 54 – Correlações de Pearson de fundo entre parâmetros, Roxo (cont.)

		Roxo – Fundo															
		Amoníaco	Azoto Amoniacal	Azoto Kjeldahl	CBO_5	CQO	Clorofila-a	Cor	Ferro	Fósforo	Manganês	Nitrato	Nitrito	Ortofosfato	Oxidabilidade	SST	Transparência
Fósforo	r	-0,006	0,164	0,354	0,32	0,229	0,54	0,063	0,281	1	0,108	0,241	-0,139	0,661	0,361	0,403	0,237
	α	0,971	0,26	0,083	0,023	0,11	0,001	0,668	0,173		0,607	0,095	0,336	0	0,01	0,004	0,435
	Nº	46	49	25	50	50	35	49	25	50	25	49	50	50	50	49	13
Manganês	r	-0,128	-0,121	-0,131	0,141	-0,085	0,218	-0,165	0,437	0,108	1	-0,177	-0,216	0,005	0,101	-0,014	0,766
	α	0,516	0,524	0,49	0,456	0,651	0,4	0,43	0,014	0,607		0,35	0,3	0,978	0,59	0,941	0,076
	Nº	28	30	30	30	31	17	25	31	25	31	30	25	31	31	30	6
Nitrato	r	-0,05	0,446	0,019	-0,098	-0,184	-0,26	0,714	0,471	0,241	-0,177	1	0,532	0,617	0,032	0,423	0,187
	α	0,715	0	0,92	0,457	0,153	0,137	0	0,009	0,095	0,35		0	0	0,808	0,001	0,542
	Nº	56	61	30	60	62	34	51	30	49	30	62	49	62	62	61	13
Nitrito	r	-0,066	0,436	-0,036	-0,265	-0,211	-0,264	0,287	0,249	-0,139	-0,216	0,532	1	0,247	-0,063	0,047	-0,026
	α	0,661	0,002	0,864	0,063	0,141	0,125	0,045	0,23	0,336	0,3	0		0,084	0,665	0,748	0,932
	Nº	46	49	25	50	50	35	49	25	50	25	49	50	50	50	49	13
Ortofosfato	r	-0,04	0,314	0,087	-0,012	-0,138	0,08	0,426	0,496	0,661	0,005	0,617	0,247	1	0	0,526	0,472
	α	0,769	0,013	0,643	0,929	0,28	0,647	0,002	0,005	0	0,978	0	0,084		0,999	0	0,103
	Nº	57	62	31	61	63	35	52	31	50	31	62	50	63	63	62	13
Oxidabilidade	r	0,073	0,17	0,529	0,783	0,61	0,663	-0,124	-0,165	0,361	0,101	0,032	-0,063	0	1	0,424	-0,603
	α	0,589	0,186	0,002	0	0	0	0,379	0,375	0,01	0,59	0,808	0,665	0,999		0,001	0,029
	Nº	57	62	31	61	63	35	52	31	50	31	62	50	63	63	62	13
SST	r	0,042	0,224	0,134	0,449	0,143	0,596	0,308	0,569	0,403	-0,014	0,423	0,047	0,526	0,424	1	-0,648
	α	0,76	0,083	0,481	0	0,262	0	0,025	0,001	0,004	0,941	0,001	0,748	0	0,001		0,017
	Nº	56	61	30	61	63	34	53	30	49	30	61	49	62	62	63	13
Transparência	r	-0,001	0,114	0,302	-0,672	-0,702	-0,729	0,166	0,129	0,237	0,766	0,187	-0,026	0,472	-0,603	-0,648	1
	α	0,998	0,712	0,561	0,012	0,007	0,017	0,588	0,808	0,435	0,076	0,542	0,932	0,103	0,029	0,017	
	Nº	13	13	6	13	13	10	13	6	13	6	13	13	13	13	13	13

Quadro A. 55 – Correlações de Pearson de meio entre parâmetros, Roxo

Roxo – Meio		Amoníaco	Azoto Amoniacal	Azoto Kjeldahl	CBO_5	CQO	Clorofila-a	Cor	Ferro	Fósforo	Manganês	Nitrato	Nitrito	Ortofosfato	Oxidabilidade	SST	Transparência
Amoníaco	r	1	0,552	-0,156	-0,031	0,064	0,064	-0,13	0,259	-0,061	0,254	0,174	0,54	0,11	-0,064	-0,003	-0,085
	α		0	0,438	0,825	0,641	0,722	0,39	0,191	0,695	0,202	0,205	0	0,419	0,639	0,98	0,745
	Nº	56	55	27	54	55	33	46	27	44	27	55	44	56	56	56	17
Azoto amoniacal	r	0,552	1	0,344	-0,166	-0,133	-0,142	0,051	0,451	0,222	0,001	0,416	0,72	0,355	-0,155	0,223	0,103
	α	0		0,067	0,208	0,31	0,432	0,721	0,016	0,137	0,995	0,001	0	0,005	0,232	0,085	0,694
	Nº	55	61	29	59	60	33	51	28	46	28	61	48	61	61	61	17
Azoto Kjeldahl	r	-0,156	0,344	1	0,503	0,429	0,554	-0,21	-0,134	0,3	-0,207	-0,063	-0,034	-0,04	0,487	0,154	0,421
	α	0,438	0,067		0,005	0,018	0,017	0,302	0,49	0,154	0,281	0,739	0,874	0,832	0,005	0,408	0,226
	Nº	27	29	31	30	30	18	26	29	24	29	30	24	31	31	31	10
CBO_5	r	-0,031	-0,166	0,503	1	0,678	0,844	-0,216	-0,322	0,231	-0,002	-0,175	-0,279	-0,09	0,516	0,465	-0,616
	α	0,825	0,208	0,005		0	0	0,116	0,088	0,115	0,991	0,181	0,053	0,492	0	0	0,011
	Nº	54	59	30	62	61	35	54	29	48	29	60	49	61	61	62	16
CQO	r	0,064	-0,133	0,429	0,678	1	0,716	-0,269	-0,404	0,117	-0,021	-0,179	-0,265	-0,107	0,363	0,229	-0,624
	α	0,641	0,31	0,018	0		0	0,052	0,03	0,435	0,915	0,167	0,069	0,41	0,004	0,071	0,01
	Nº	55	60	30	61	63	34	53	29	47	29	61	48	62	62	63	16
Clorofila-*a*	r	0,064	-0,142	0,554	0,844	0,716	1	-0,298	-0,054	0,702	0,198	-0,169	-0,152	0,317	0,786	0,832	-0,689
	α	0,722	0,432	0,017	0	0		0,082	0,832	0	0,431	0,339	0,391	0,064	0	0	0,013
	Nº	33	33	18	35	34	35	35	18	34	18	34	34	35	35	35	12
Cor	r	-0,13	0,051	-0,21	-0,216	-0,269	-0,298	1	0,234	0,029	-0,215	0,524	0,223	0,42	-0,086	0,183	0,222
	α	0,39	0,721	0,302	0,116	0,052	0,082		0,25	0,844	0,292	0	0,123	0,002	0,54	0,186	0,409
	Nº	46	51	26	54	53	35	54	26	48	26	52	49	53	53	54	16
Ferro	r	0,259	0,451	-0,134	-0,322	-0,404	-0,054	0,234	1	0,523	0,036	0,326	0,444	0,604	-0,087	0,539	-0,425
	α	0,191	0,016	0,49	0,088	0,03	0,832	0,25		0,007	0,85	0,084	0,03	0	0,648	0,002	0,221
	Nº	27	28	29	29	29	18	26	30	25	30	29	24	30	30	30	10

Quadro A. 55 – Correlações de Pearson de meio entre parâmetros, Roxo (cont.)

		Roxo – Meio															
		Amoníaco	Azoto Amoniacal	Azoto Kjeldahl	CBO_5	CQO	Clorofila-a	Cor	Ferro	Fósforo	Manganês	Nitrato	Nitrito	Ortofosfato	Oxidabilidade	SST	Transparência
Fósforo	r	-0,061	0,222	0,3	0,231	0,117	0,702	0,029	0,523	1	0,048	0,31	-0,006	0,677	0,342	0,705	0,024
	α	0,695	0,137	0,154	0,115	0,435	0	0,844	0,007		0,82	0,034	0,968	0	0,017	0	0,929
	Nº	44	46	24	48	47	34	48	25	48	25	47	47	48	48	48	16
Manganês	r	0,254	0,001	-0,207	-0,002	-0,021	0,198	-0,215	0,036	0,048	1	-0,374	-0,064	0,038	0,044	0,003	0,029
	α	0,202	0,995	0,281	0,991	0,915	0,431	0,292	0,85	0,82		0,045	0,765	0,842	0,818	0,986	0,938
	Nº	27	28	29	29	29	18	26	30	25	30	29	24	30	30	30	10
Nitrato	r	0,174	0,416	-0,063	-0,175	-0,179	-0,169	0,524	0,326	0,31	-0,374	1	0,579	0,63	-0,137	0,346	0,072
	α	0,205	0,001	0,739	0,181	0,167	0,339	0	0,084	0,034	0,045		0	0	0,287	0,006	0,785
	Nº	55	61	30	60	61	34	52	29	47	29	62	49	62	62	62	17
Nitrito	r	0,54	0,72	-0,034	-0,279	-0,265	-0,152	0,223	0,444	-0,006	-0,064	0,579	1	0,27	-0,23	0,066	-0,007
	α	0	0	0,874	0,053	0,069	0,391	0,123	0,03	0,968	0,765	0		0,06	0,112	0,653	0,981
	Nº	44	48	24	49	48	34	49	24	47	24	49	49	49	49	49	16
Ortofosfato	r	0,11	0,355	-0,04	-0,09	-0,107	0,317	0,42	0,604	0,677	0,038	0,63	0,27	1	-0,026	0,647	-0,087
	α	0,419	0,005	0,832	0,492	0,41	0,064	0,002	0	0	0,842	0	0,06		0,841	0	0,739
	Nº	56	61	31	61	62	35	53	30	48	30	62	49	63	63	63	17
Oxidabilidade	r	-0,064	-0,155	0,487	0,516	0,363	0,786	-0,086	-0,087	0,342	0,044	-0,137	-0,23	-0,026	1	0,33	-0,613
	α	0,639	0,232	0,005	0	0,004	0	0,54	0,648	0,017	0,818	0,287	0,112	0,841		0,008	0,009
	Nº	56	61	31	61	62	35	53	30	48	30	62	49	63	63	63	17
SST	r	-0,003	0,223	0,154	0,465	0,229	0,832	0,183	0,539	0,705	0,003	0,346	0,066	0,647	0,33	1	-0,732
	α	0,98	0,085	0,408	0	0,071	0	0,186	0,002	0	0,986	0,006	0,653	0	0,008		0,001
	Nº	56	61	31	62	63	35	54	30	48	30	62	49	63	63	64	17
Transparência	r	-0,085	0,103	0,421	-0,616	-0,624	-0,689	0,222	-0,425	0,024	0,029	0,072	-0,007	-0,087	-0,613	-0,732	1
	α	0,745	0,694	0,226	0,011	0,01	0,013	0,409	0,221	0,929	0,938	0,785	0,981	0,739	0,009	0,001	
	Nº	17	17	10	16	16	12	16	10	16	10	17	16	17	17	17	17

Quadro A. 56 – Correlações de Pearson de superfície entre parâmetros, Roxo

Roxo – Superfície

		Amoníaco	Azoto amoniacal	Azoto Kjeldahl	CBO_5	CQO	Clorofila-*a*	Coliformes fecais	Coliformes totais	Cor	Estreptococos fecais	Ferro	Fósforo	Manganês	Nitrato	Nitrito	Ortofosfato	Oxidabilidade	SST	Transparência
Amoníaco	r	1	0,276	0,338	0,095	0,215	0,128	0,078	-0,176	-0,266	-0,119	-0,085	0,064	0,054	-0,079	-0,065	0,158	0,038	-0,057	0,061
	α		0,014	0,033	0,433	0,074	0,296	0,498	0,126	0,028	0,459	0,596	0,575	0,739	0,495	0,573	0,171	0,74	0,617	0,663
	Nº	78	78	40	70	70	69	78	77	68	41	41	78	41	77	78	77	78	78	53
Azoto amoniacal	r	0,276	1	0,257	0,063	-0,033	0,779	0,008	0,151	-0,157	0,002	0,073	0,088	-0,215	0,125	0,156	0,375	0,016	0,161	-0,13
	α	0,014		0,11	0,599	0,785	0	0,943	0,186	0,197	0,99	0,652	0,437	0,177	0,271	0,166	0,001	0,888	0,153	0,353
	Nº	78	80	40	72	72	71	80	79	69	41	41	80	41	79	80	79	80	80	53
Azoto Kjeldahl	r	0,338	0,257	1	0,548	0,379	0,491	-0,085	-0,036	-0,152	0,115	-0,167	0,501	0,013	0,03	0,017	0,025	0,579	0,213	-0,374
	α	0,033	0,11		0	0,021	0,002	0,594	0,824	0,369	0,479	0,29	0,001	0,932	0,852	0,913	0,878	0	0,176	0,05
	Nº	40	40	42	37	37	38	42	41	37	40	42	42	42	41	42	41	42	42	28
CBO_5	r	0,095	0,063	0,548	1	0,564	0,334	-0,025	-0,046	-0,203	0,207	-0,206	0,19	-0,126	-0,145	-0,16	-0,12	0,722	0,419	-0,253
	α	0,433	0,599	0		0	0,006	0,835	0,698	0,113	0,211	0,215	0,104	0,45	0,221	0,173	0,314	0	0	0,063
	Nº	70	72	37	74	74	66	74	74	62	38	38	74	38	73	74	73	74	74	55
CQO	r	0,215	-0,033	0,379	0,564	1	0,142	-0,163	-0,109	-0,207	-0,104	-0,203	0,198	-0,079	-0,114	-0,247	-0,258	0,467	0,168	-0,201
	α	0,074	0,785	0,021	0		0,255	0,166	0,354	0,107	0,533	0,223	0,091	0,639	0,337	0,034	0,028	0	0,153	0,14
	Nº	70	72	37	74	74	66	74	74	62	38	38	74	38	73	74	73	74	74	55
Clorofila-*a*	r	0,128	0,779	0,491	0,334	0,142	1	-0,033	0,295	-0,138	0,06	-0,204	0,09	0,045	-0,172	-0,159	0,188	0,205	0,198	-0,207
	α	0,296	0	0,002	0,006	0,255		0,777	0,011	0,266	0,718	0,212	0,444	0,786	0,146	0,175	0,112	0,066	0,089	0,153
	Nº	69	71	38	66	66	100	75	74	67	39	39	74	39	73	74	73	81	75	49
Coliformes fecais	r	0,078	0,008	-0,085	-0,025	-0,163	-0,033	1	0,193	0,005	0,658	0,103	0,056	0,167	-0,061	-0,126	0,286	-0,062	0,039	0,042
	α	0,498	0,943	0,594	0,835	0,166	0,777		0,08	0,967	0	0,51	0,617	0,286	0,587	0,258	0,009	0,574	0,723	0,763
	Nº	78	80	42	74	74	75	84	83	72	43	43	83	43	82	83	82	84	84	55
Coliformes totais	r	-0,176	0,151	-0,036	-0,046	-0,109	0,295	0,193	1	0,189	0,344	0,357	-0,05	0,259	-0,15	0,193	0,011	0,017	-0,025	-0,159
	α	0,126	0,186	0,824	0,698	0,354	0,011	0,08		0,115	0,026	0,02	0,657	0,097	0,181	0,082	0,92	0,88	0,82	0,245
	Nº	77	79	41	74	74	74	83	83	71	42	42	82	42	81	82	81	83	83	55

Quadro A. 56 – Correlações de Pearson de superfície entre parâmetros, Roxo (cont.)

Roxo – Superfície		Amoníaco	Azoto amoniacal	Azoto Kjeldahl	CBO_5	CQO	Clorofila-*a*	Coliformes fecais	Coliformes totais	Cor	Estreptococos fecais	Ferro	Fósforo	Manganês	Nitrato	Nitrito	Ortofosfato	Oxidabilidade	SST	Transparência
Cor	r	-0,266	-0,157	-0,152	-0,203	-0,207	-0,138	0,005	0,189	1	0,28	0,241	-0,073	-0,07	0,508	0,218	0,333	-0,147	0,089	-0,314
	α	0,028	0,197	0,369	0,113	0,107	0,266	0,967	0,115		0,088	0,144	0,543	0,675	0	0,068	0,005	0,218	0,457	0,038
	Nº	68	69	37	62	62	67	72	71	72	38	38	71	38	70	71	70	72	72	44
Estreptococos fecais	r	-0,119	0,002	0,115	0,207	-0,104	0,06	0,658	0,344	0,28	1	0,052	0,174	0,366	-0,027	-0,192	0,369	0,206	0,072	-0,218
	α	0,459	0,99	0,479	0,211	0,533	0,718	0	0,026	0,088		0,75	0,264	0,02	0,865	0,217	0,016	0,185	0,647	0,247
	Nº	41	41	40	38	38	39	43	42	38	43	40	43	40	43	43	42	43	43	30
Ferro	r	-0,085	0,073	-0,167	-0,206	-0,203	-0,204	0,103	0,357	0,241	0,052	1	-0,003	0,061	0,278	0,553	0,341	-0,183	0,188	-0,117
	α	0,596	0,652	0,29	0,215	0,223	0,212	0,51	0,02	0,144	0,75		0,982	0,698	0,074	0	0,027	0,24	0,228	0,545
	Nº	41	41	42	38	38	39	43	42	38	40	43	43	43	42	43	42	43	43	29
Fósforo	r	0,064	0,088	0,501	0,19	0,198	0,09	0,056	-0,05	-0,073	0,174	-0,003	1	-0,172	0,076	-0,056	0,329	0,28	0,331	-0,361
	α	0,575	0,437	0,001	0,104	0,091	0,444	0,617	0,657	0,543	0,264	0,982		0,27	0,495	0,616	0,003	0,01	0,002	0,007
	Nº	78	80	42	74	74	74	83	82	71	43	43	83	43	82	83	82	83	83	55
Manganês	r	0,054	-0,215	0,013	-0,126	-0,079	0,045	0,167	0,259	-0,07	0,366	0,061	-0,172	1	-0,291	-0,251	0,006	0,057	-0,164	-0,156
	α	0,739	0,177	0,932	0,45	0,639	0,786	0,286	0,097	0,675	0,02	0,698	0,27		0,061	0,105	0,972	0,715	0,293	0,419
	Nº	41	41	42	38	38	39	43	42	38	40	43	43	43	42	43	42	43	43	29
Nitrato	r	-0,079	0,125	0,03	-0,145	-0,114	-0,172	-0,061	-0,15	0,508	-0,027	0,278	0,076	-0,291	1	0,531	0,36	-0,077	0,344	-0,293
	α	0,495	0,271	0,852	0,221	0,337	0,146	0,587	0,181	0	0,865	0,074	0,495	0,061		0	0,001	0,492	0,002	0,03
	Nº	77	79	41	73	73	73	82	81	70	43	42	82	42	82	82	81	82	82	55
Nitrito	r	-0,065	0,156	0,017	-0,16	-0,247	-0,159	-0,126	0,193	0,218	-0,192	0,553	-0,056	-0,251	0,531	1	0,08	-0,128	0,114	-0,092
	α	0,573	0,166	0,913	0,173	0,034	0,175	0,258	0,082	0,068	0,217	0	0,616	0,105	0		0,477	0,25	0,304	0,505
	Nº	78	80	42	74	74	74	83	82	71	43	43	83	43	82	83	82	83	83	55
Ortofosfato	r	0,158	0,375	0,025	-0,12	-0,258	0,188	0,286	0,011	0,333	0,369	0,341	0,329	0,006	0,36	0,08	1	-0,06	0,377	-0,232
	α	0,171	0,001	0,878	0,314	0,028	0,112	0,009	0,92	0,005	0,016	0,027	0,003	0,972	0,001	0,477		0,591	0	0,089
	Nº	77	79	41	73	73	73	82	81	70	42	42	82	42	81	82	82	82	82	55

Quadro A. 56 – Correlações de Pearson de superfície entre parâmetros, Roxo (cont.)

Roxo – Superfície		Amoníaco	Azoto amoniacal	Azoto Kjeldahl	CBO_5	CQO	Clorofila-*a*	Coliformes fecais	Coliformes totais	Cor	Estreptococos fecais	Ferro	Fósforo	Manganês	Nitrato	Nitrito	Ortofosfato	Oxidabilidade	SST	Transparência
Oxidabilidade	r	0,038	0,016	0,579	0,722	0,467	0,205	-0,062	0,017	-0,147	0,206	-0,183	0,28	0,057	-0,077	-0,128	-0,06	1	0,448	-0,307
	α	0,74	0,888	0	0	0	0,066	0,574	0,88	0,218	0,185	0,24	0,01	0,715	0,492	0,25	0,591		0	0,022
	Nº	78	80	42	74	74	81	84	83	72	43	43	83	43	82	83	82	147	84	55
SST	r	-0,057	0,161	0,213	0,419	0,168	0,198	0,039	-0,025	0,089	0,072	0,188	0,331	-0,164	0,344	0,114	0,377	0,448	1	-0,372
	α	0,617	0,153	0,176	0	0,153	0,089	0,723	0,82	0,457	0,647	0,228	0,002	0,293	0,002	0,304	0	0		0,005
	Nº	78	80	42	74	74	75	84	83	72	43	43	83	43	82	83	82	84	84	55
Transparência	r	0,061	-0,13	-0,374	-0,253	-0,201	-0,207	0,042	-0,159	-0,314	-0,218	-0,117	-0,361	-0,156	-0,293	-0,092	-0,232	-0,307	-0,372	1
	α	0,663	0,353	0,05	0,063	0,14	0,153	0,763	0,245	0,038	0,247	0,545	0,007	0,419	0,03	0,505	0,089	0,022	0,005	
	Nº	53	53	28	55	55	49	55	55	44	30	29	55	29	55	55	55	55	55	55

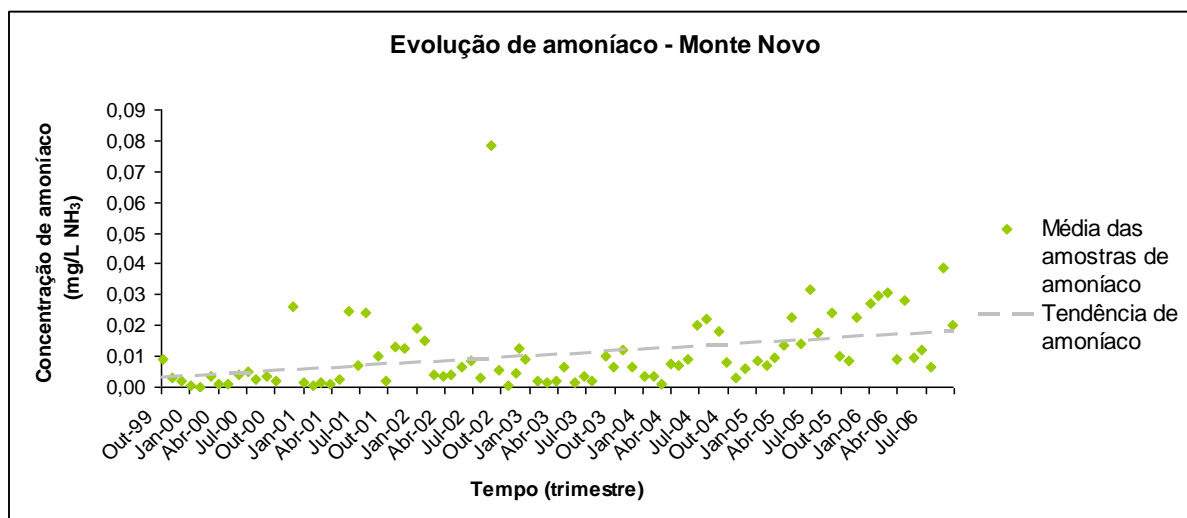



Figura A.45 – Tendência evolutiva de amoníaco, Monte Novo

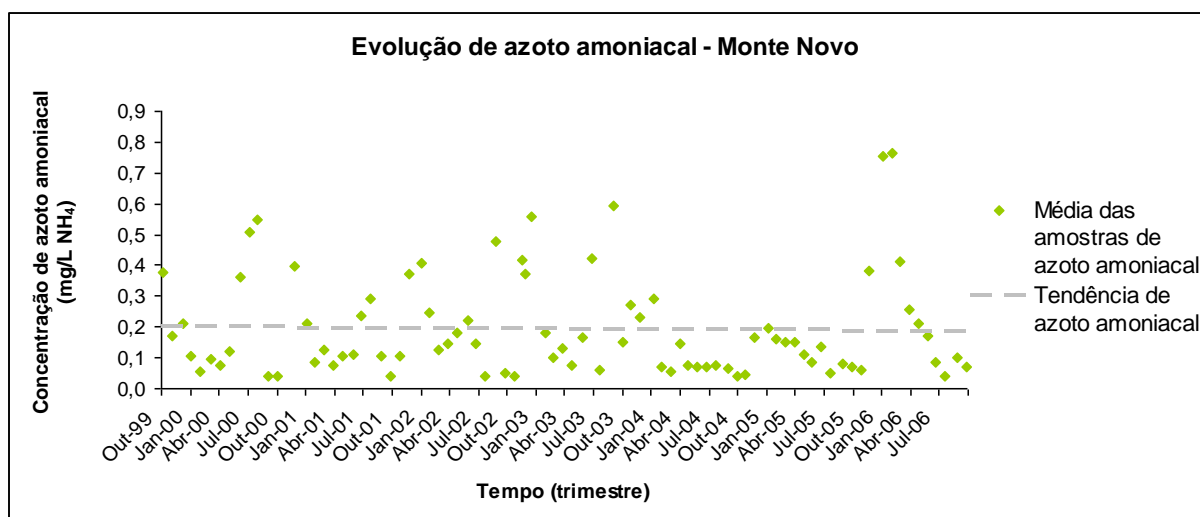



Figura A.46 – Tendência evolutiva de azoto amoniacal, Monte Novo

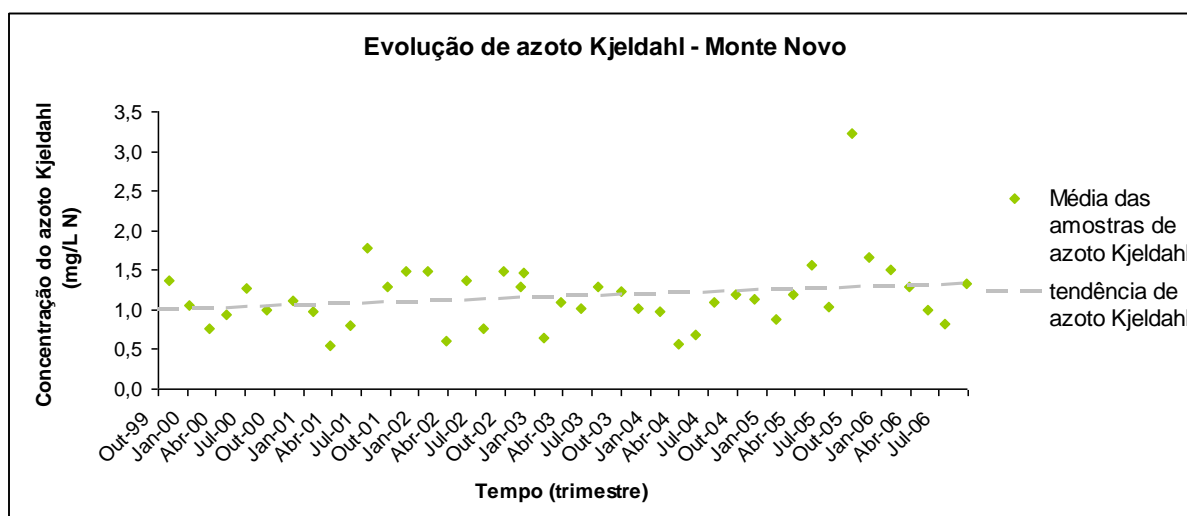



Figura A.47 – Tendência evolutiva de azoto Kjeldahl, Monte Novo

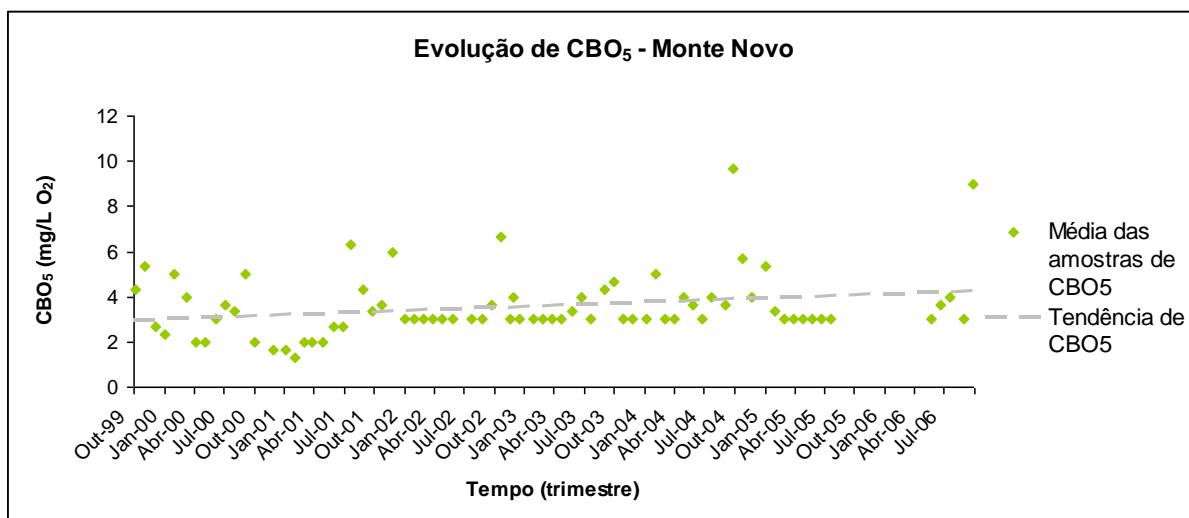



Figura A.48 – Tendência evolutiva de CBO_5, Monte Novo

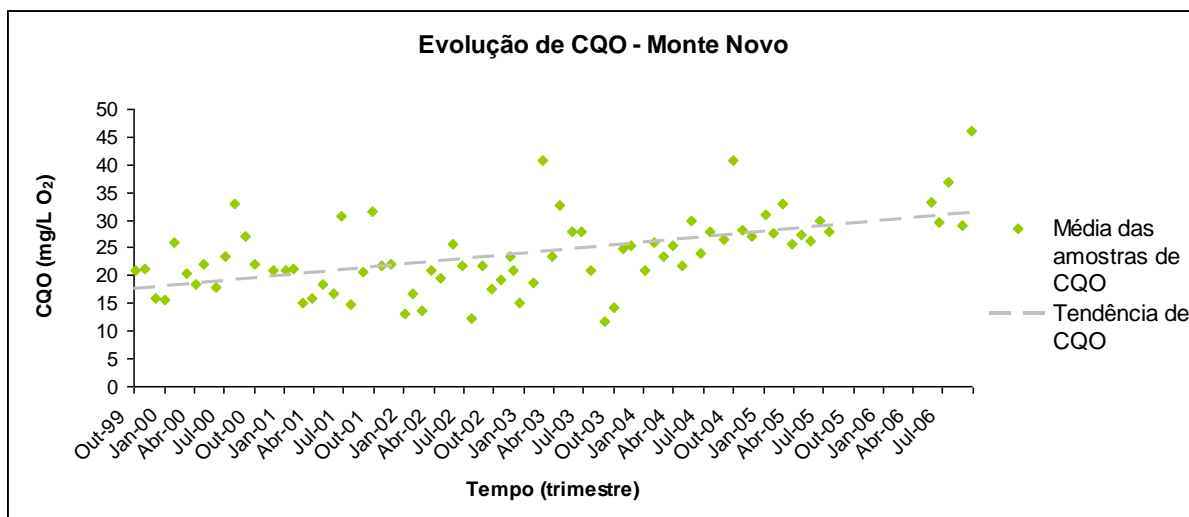



Figura A.49 – Tendência evolutiva de CQO, Monte Novo

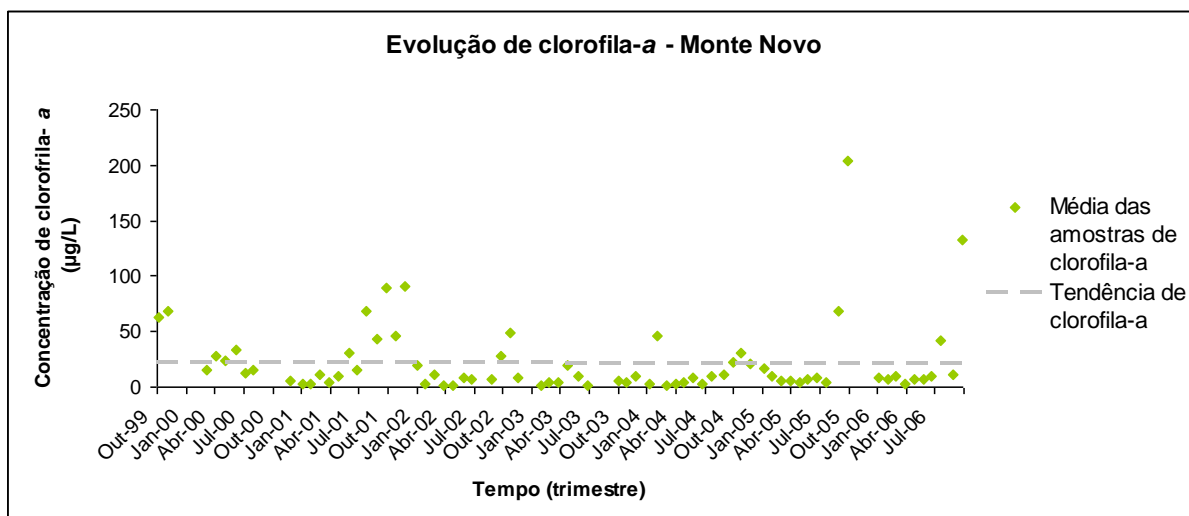



Figura A.50 – Tendência evolutiva de clorofila-*a*, Monte Novo

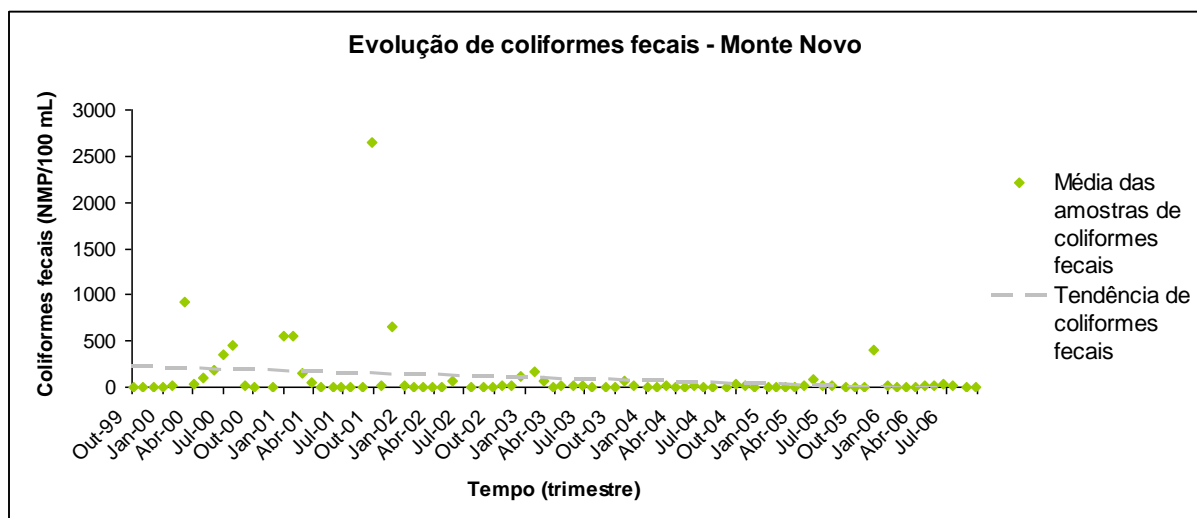



Figura A.51 – Tendência evolutiva de coliformes fecais, Monte Novo

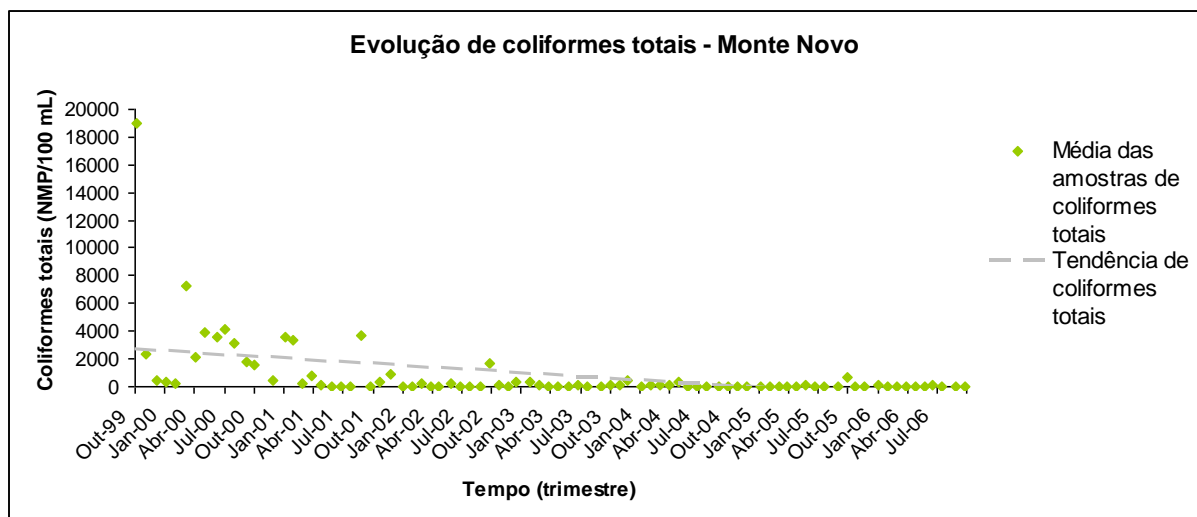



Figura A.52 – Tendência evolutiva de coliformes totais, Monte Novo

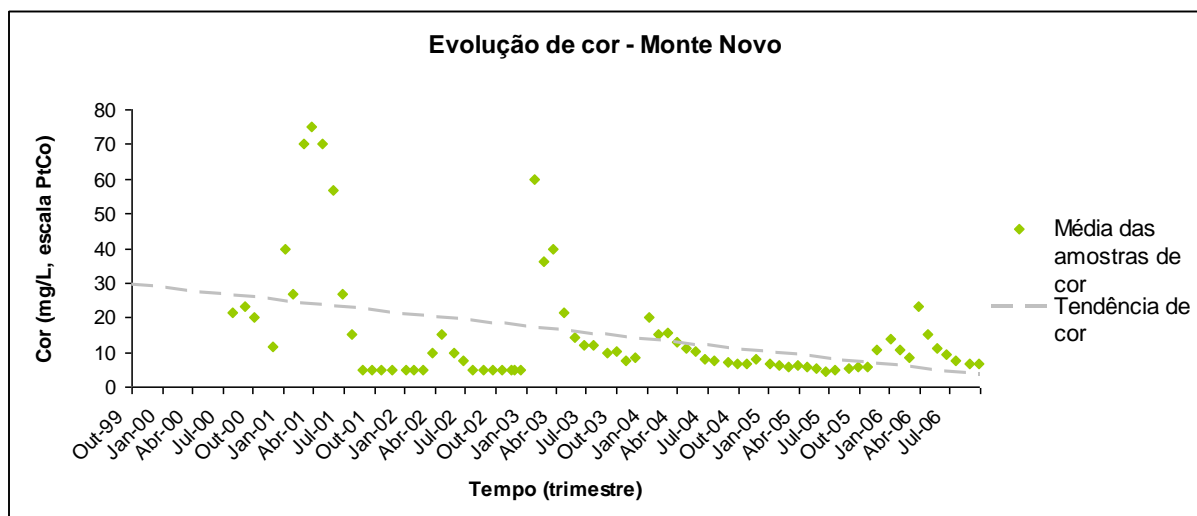



Figura A.53 – Tendência evolutiva de cor, Monte Novo

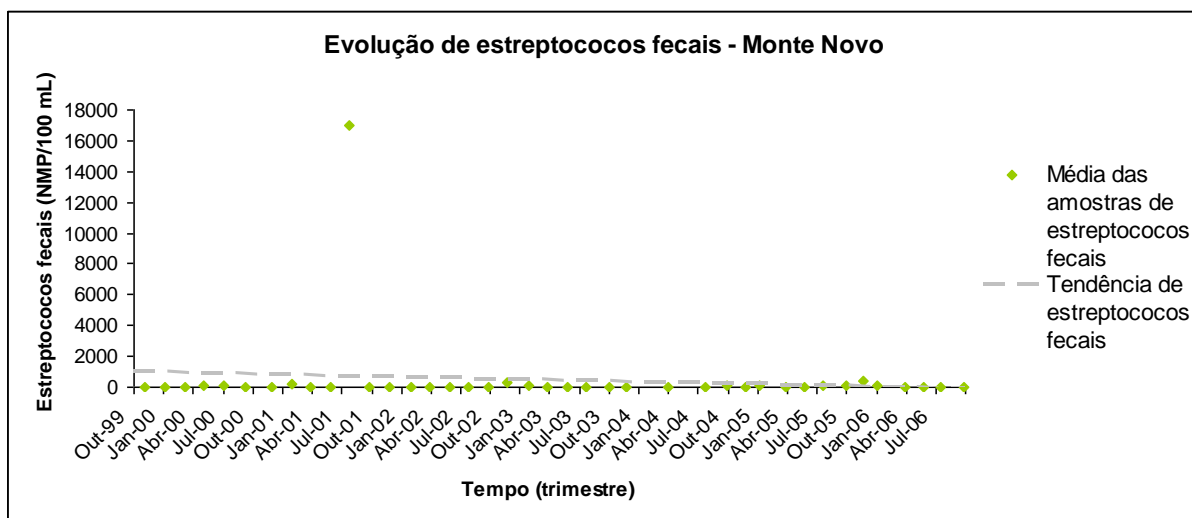



Figura A.54 – Tendência evolutiva de estreptococos fecais, Monte Novo

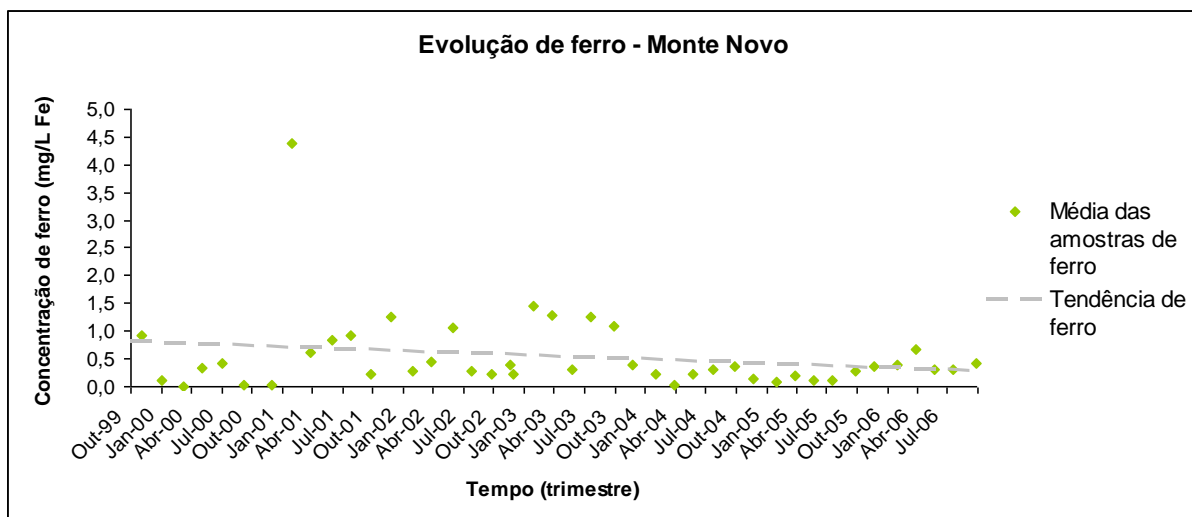



Figura A.55 – Tendência evolutiva de ferro, Monte Novo

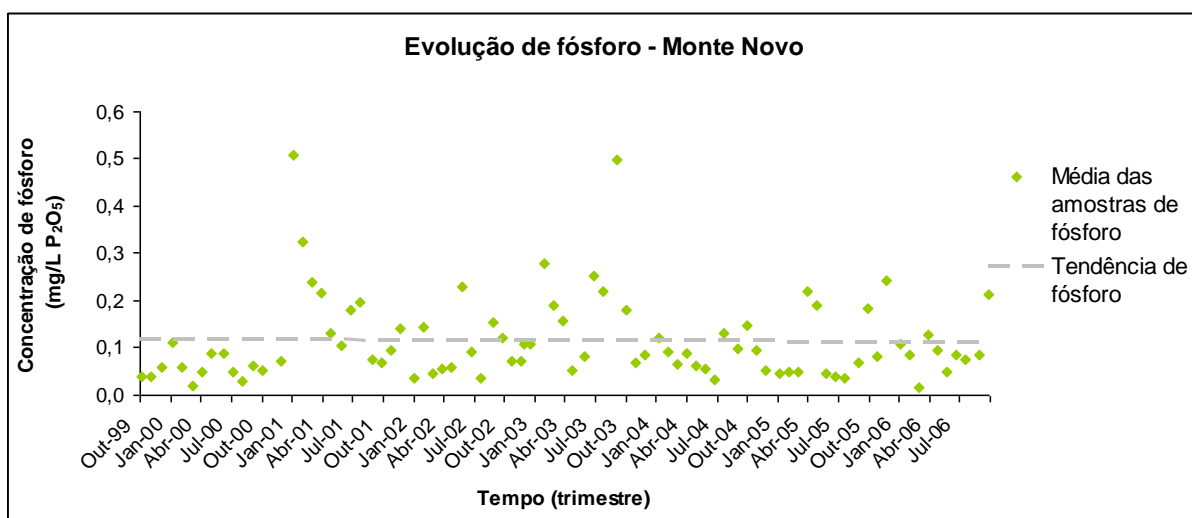



Figura A.56 – Tendência evolutiva de fósforo, Monte Novo

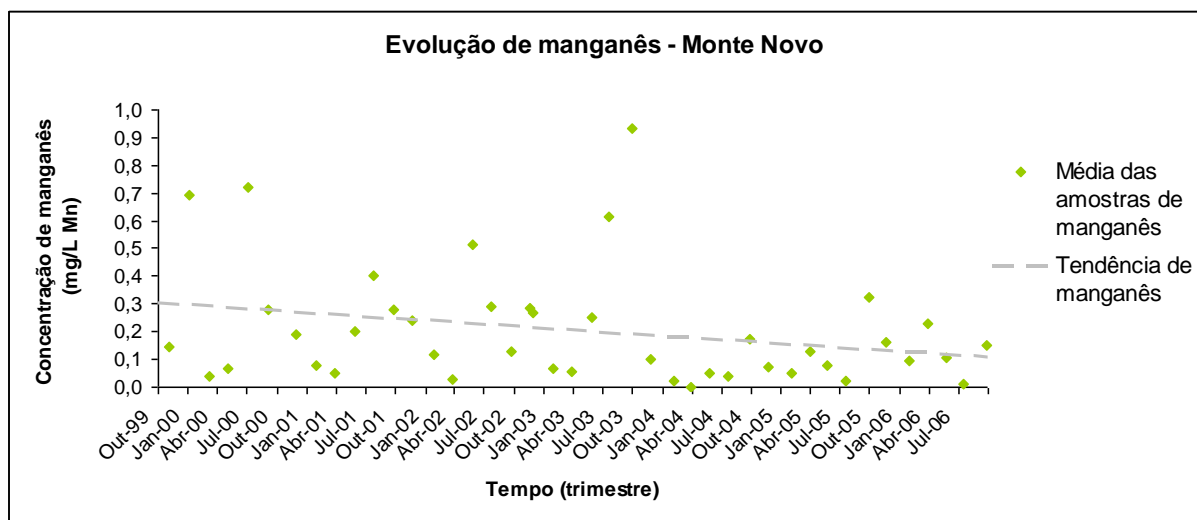



Figura A.57 – Tendência evolutiva de manganês, Monte Novo

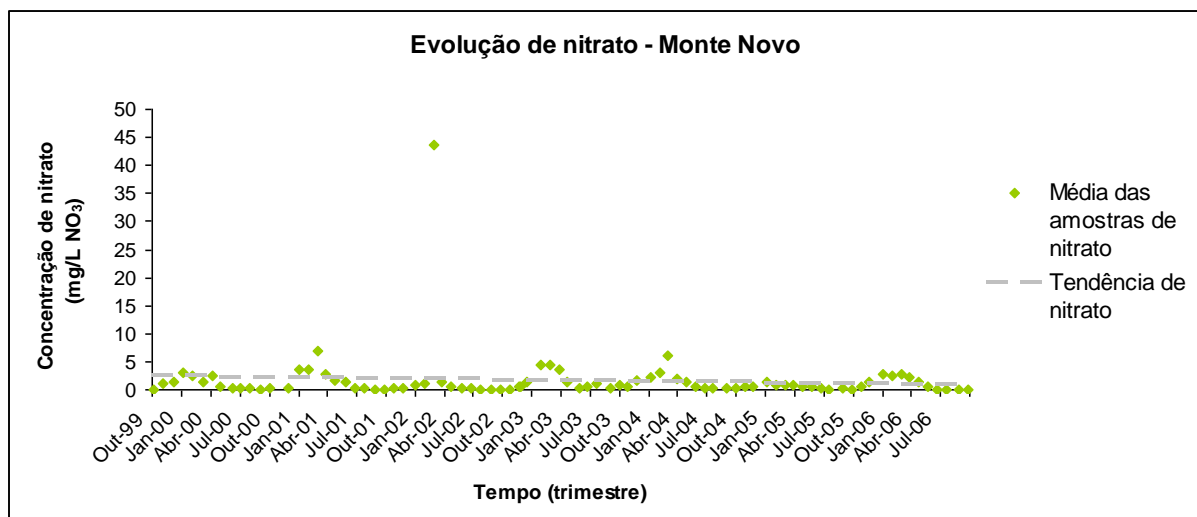



Figura A.58 – Tendência evolutiva de nitrato, Monte Novo

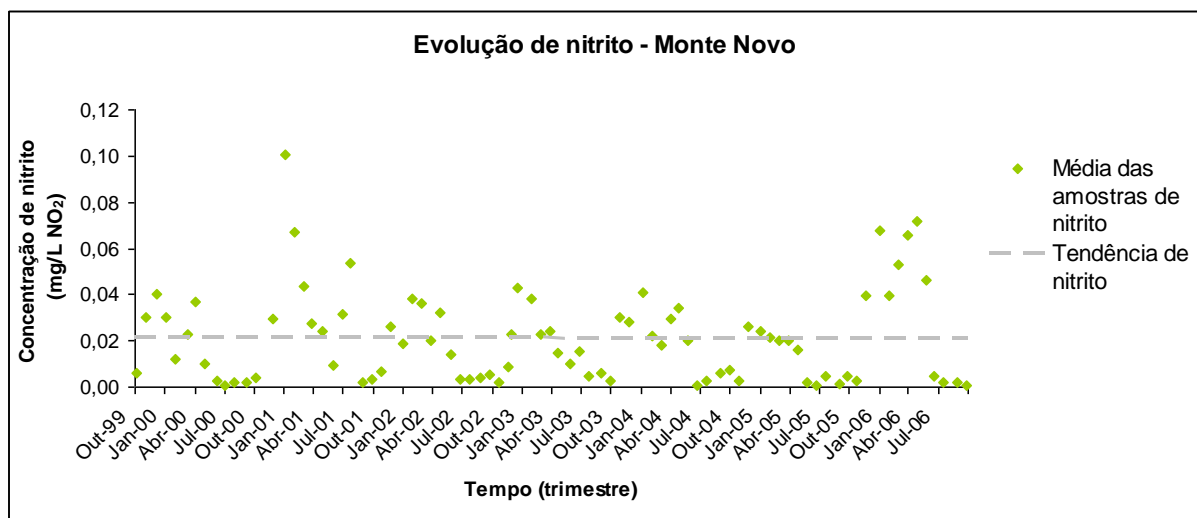



Figura A.59 – Tendência evolutiva de nitrito, Monte Novo

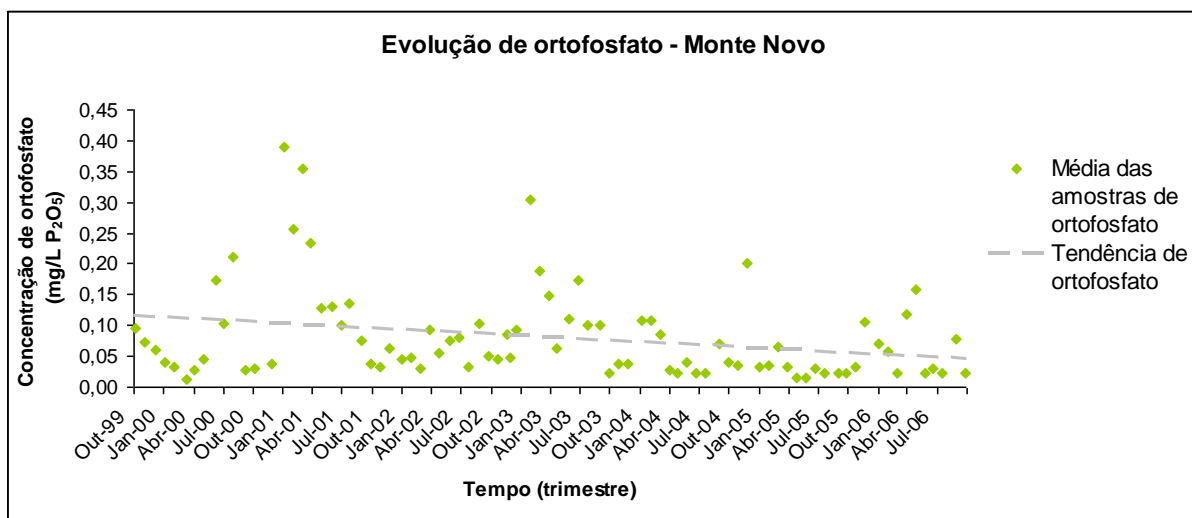



Figura A.60 – Tendência evolutiva de ortofosfato, Monte Novo

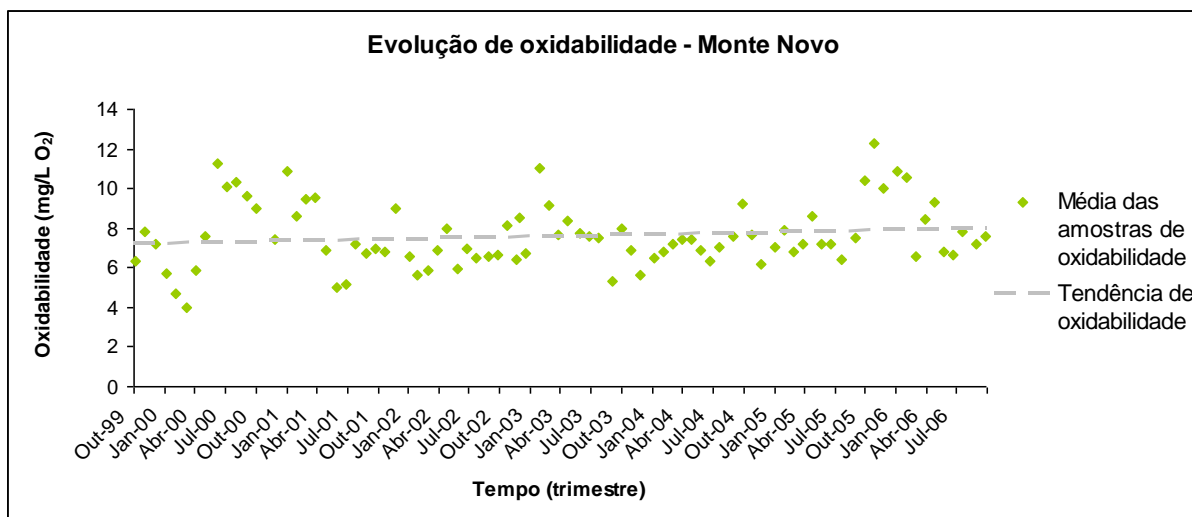



Figura A.61 – Tendência evolutiva de oxidabilidade, Monte Novo

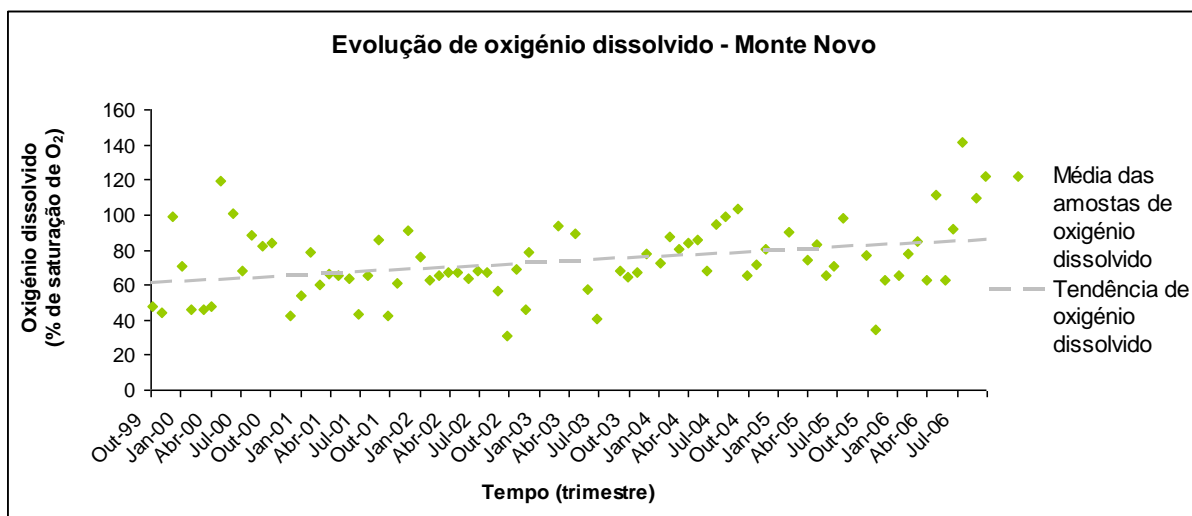



Figura A.62 – Tendência evolutiva de oxigénio dissolvido, Monte Novo

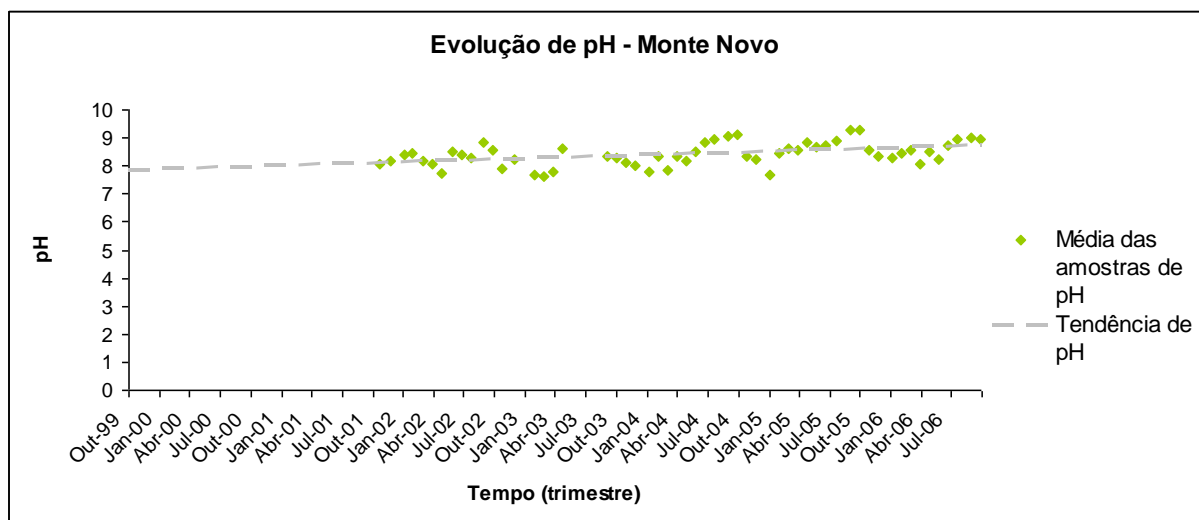



Figura A.63 – Tendência evolutiva de pH, Monte Novo

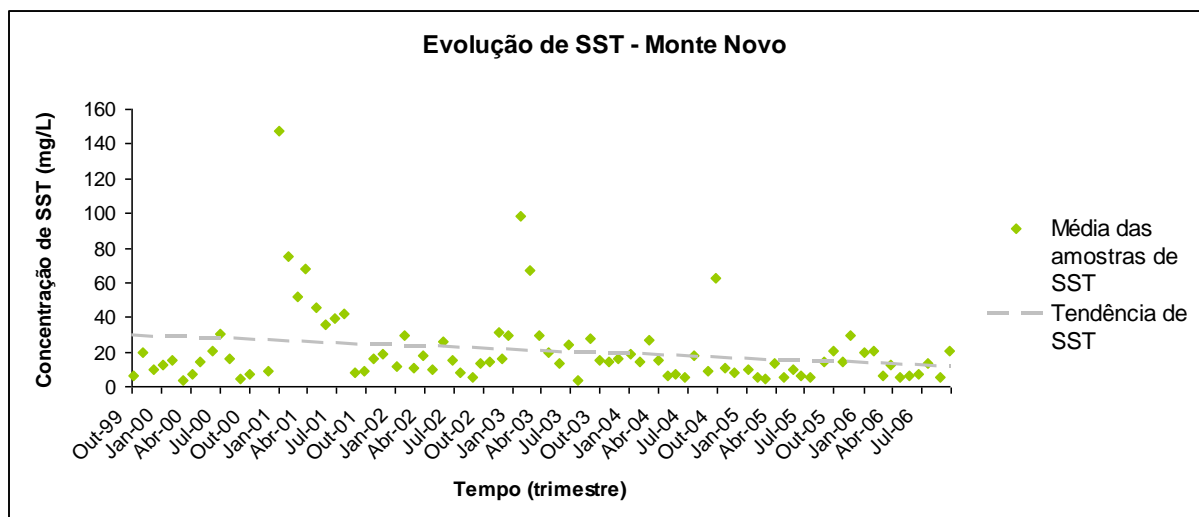



Figura A.64 – Tendência evolutiva de SST, Monte Novo

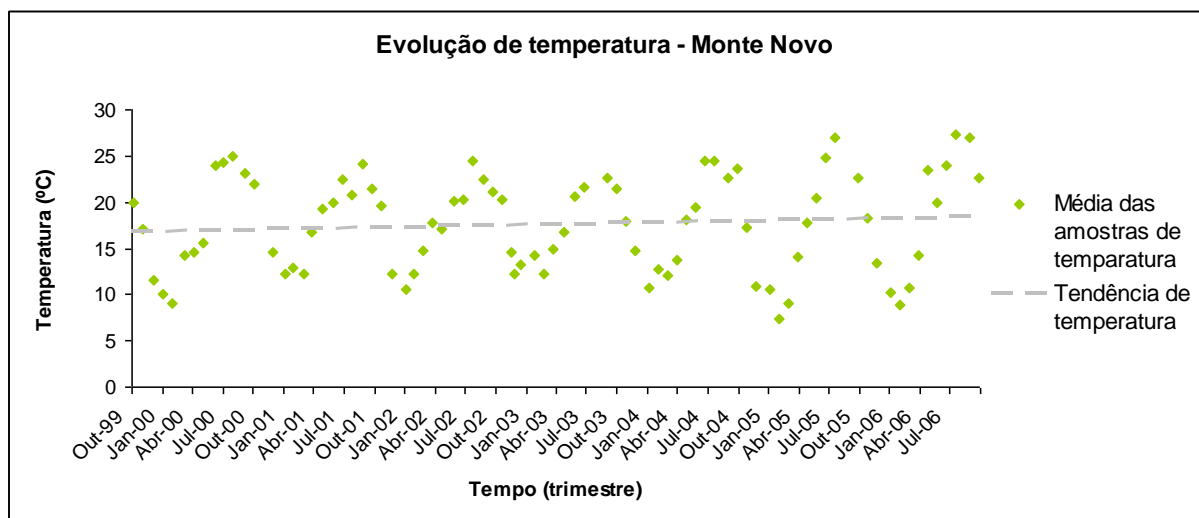



Figura A.65 – Tendência evolutiva de temperatura, Monte Novo

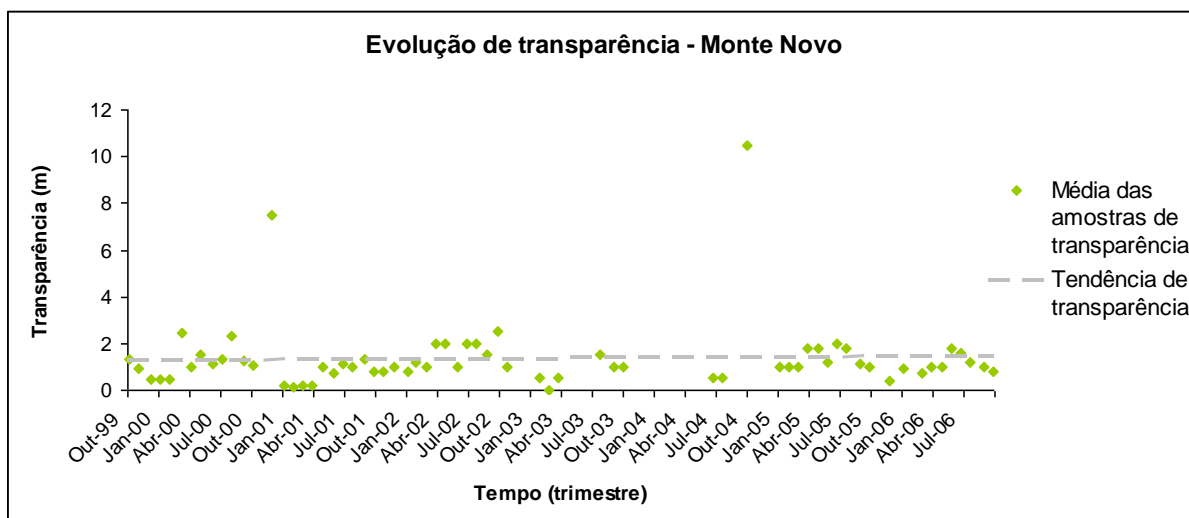



Figura A.66 – Tendência evolutiva de transparência, Monte Novo

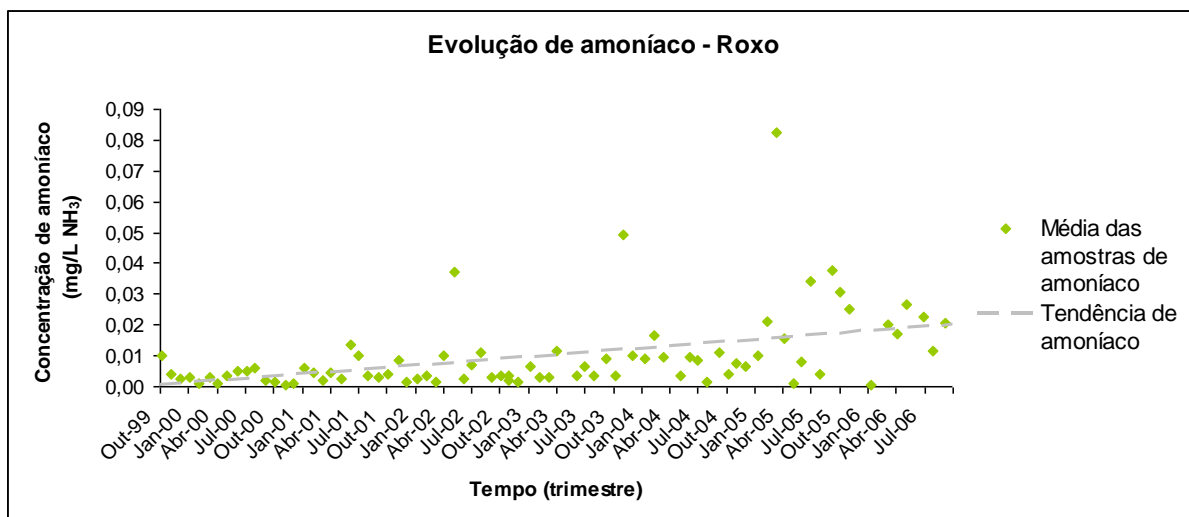



Figura A.67 – Tendência evolutiva de amoníaco, Roxo

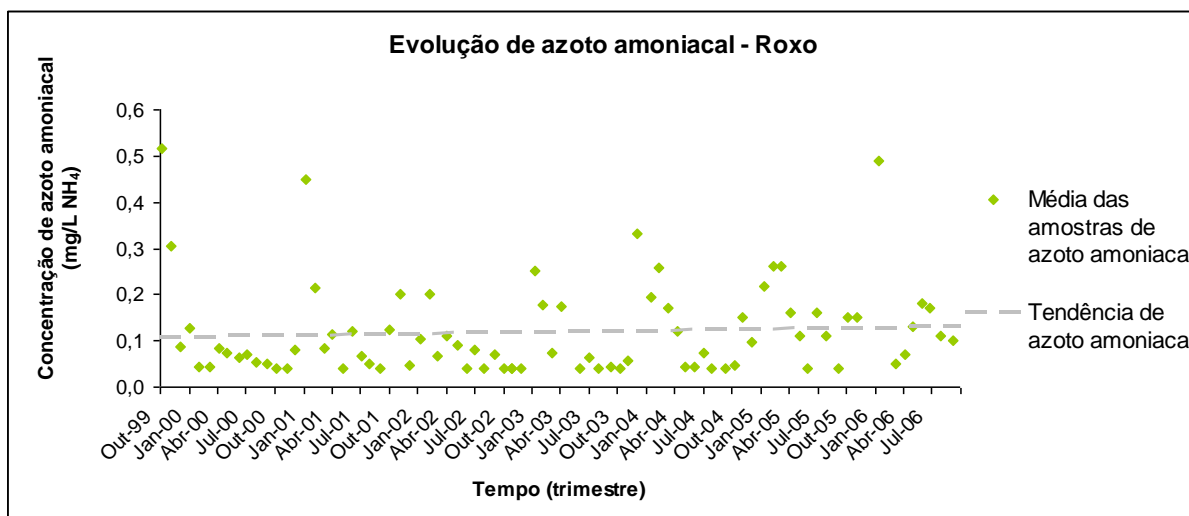



Figura A.68 – Tendência evolutiva de azoto amoniacal, Roxo

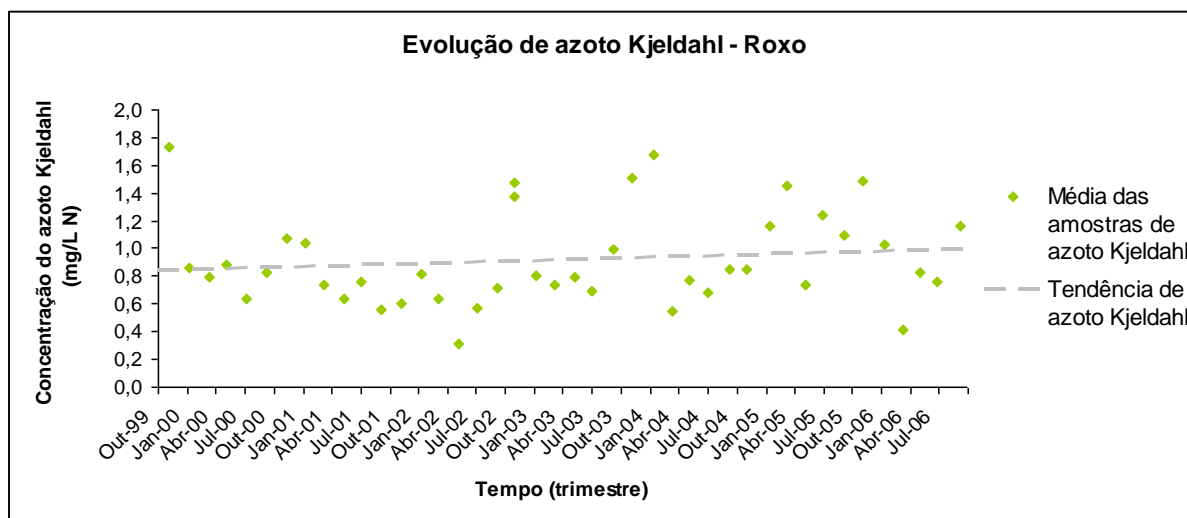



Figura A.69 – Tendência evolutiva de azoto Kjeldahl, Roxo

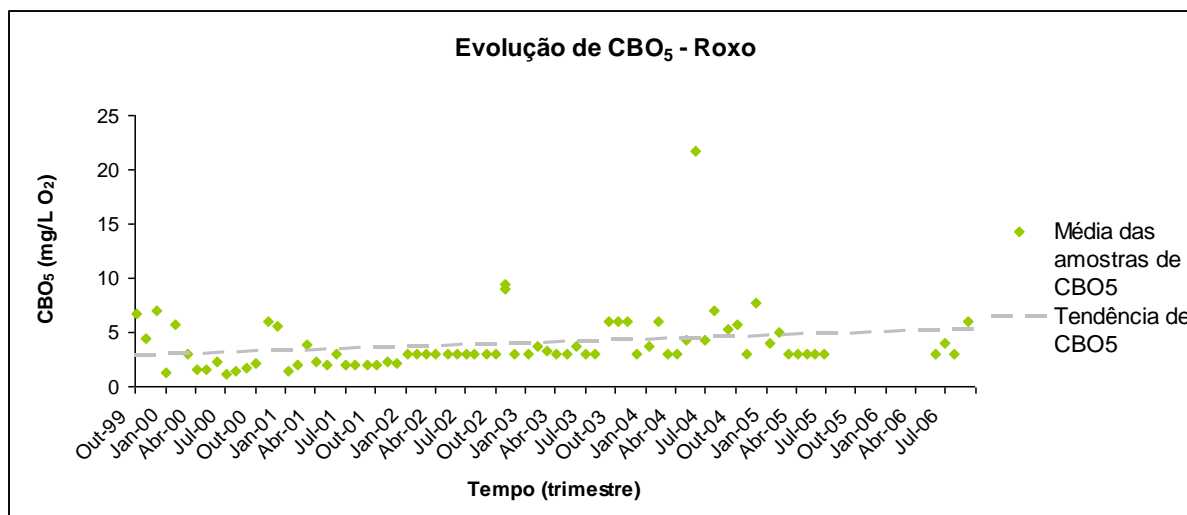



Figura A.70 – Tendência evolutiva de CBO_5, Roxo

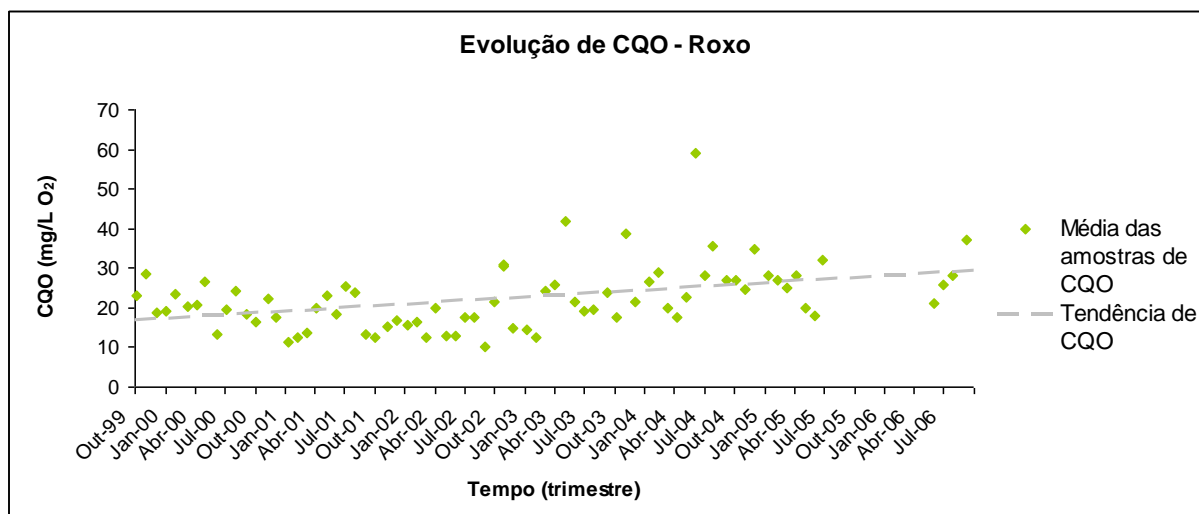



Figura A.71 – Tendência evolutiva de CQO, Roxo

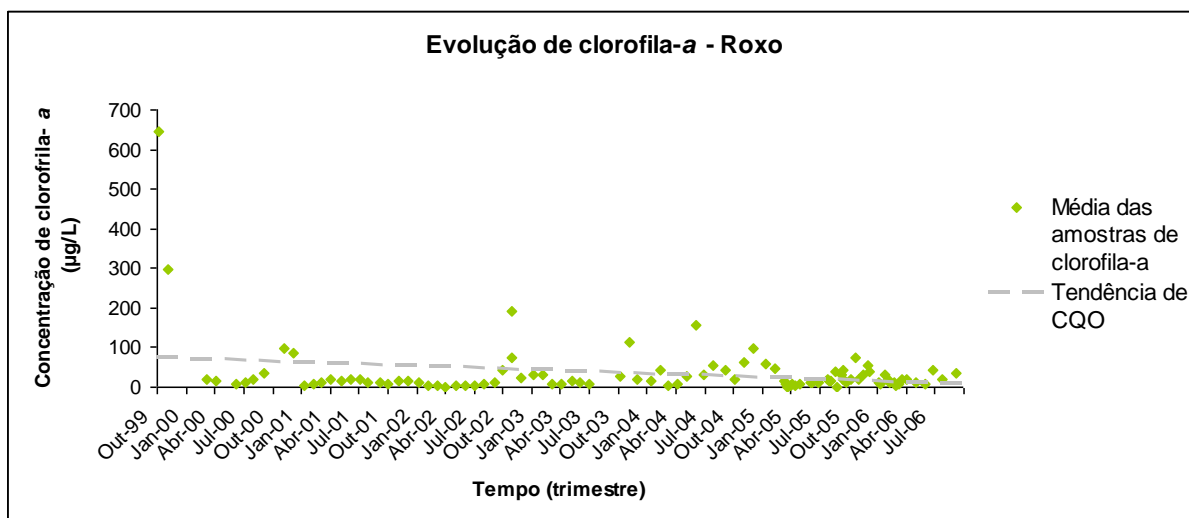



Figura A.72 – Tendência evolutiva de clorofila-*a*, Roxo

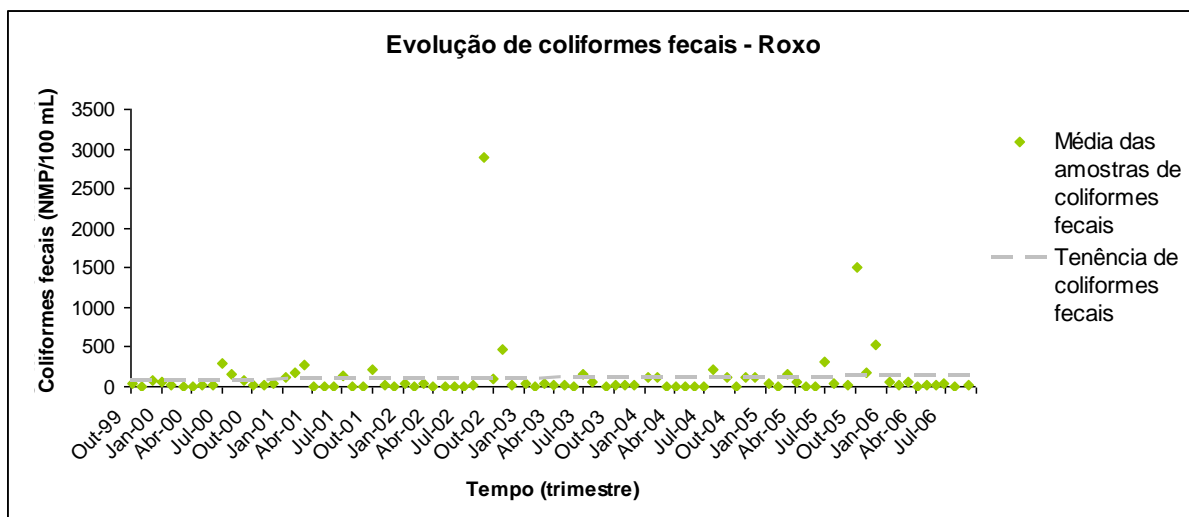



Figura A.73 – Tendência evolutiva de coliformes fecais, Roxo

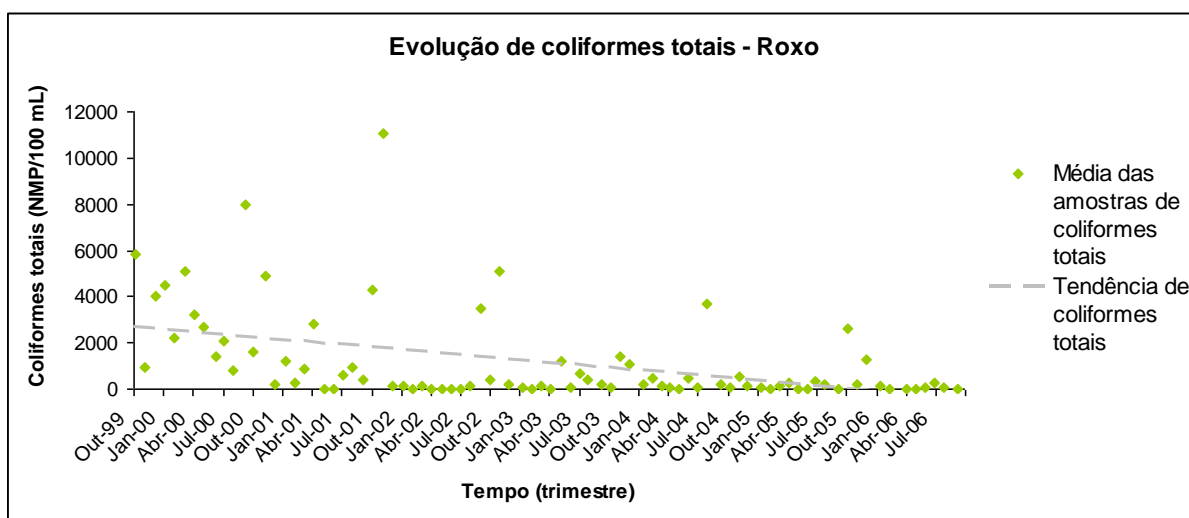



Figura A.74 – Tendência evolutiva de coliformes totais, Roxo

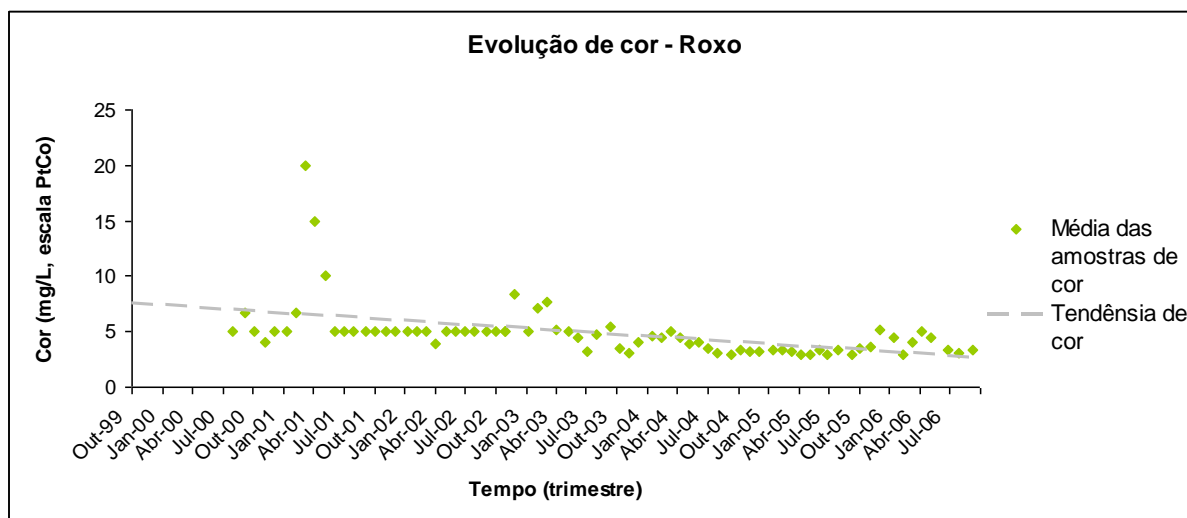



Figura A.75 – Tendência evolutiva de cor, Roxo

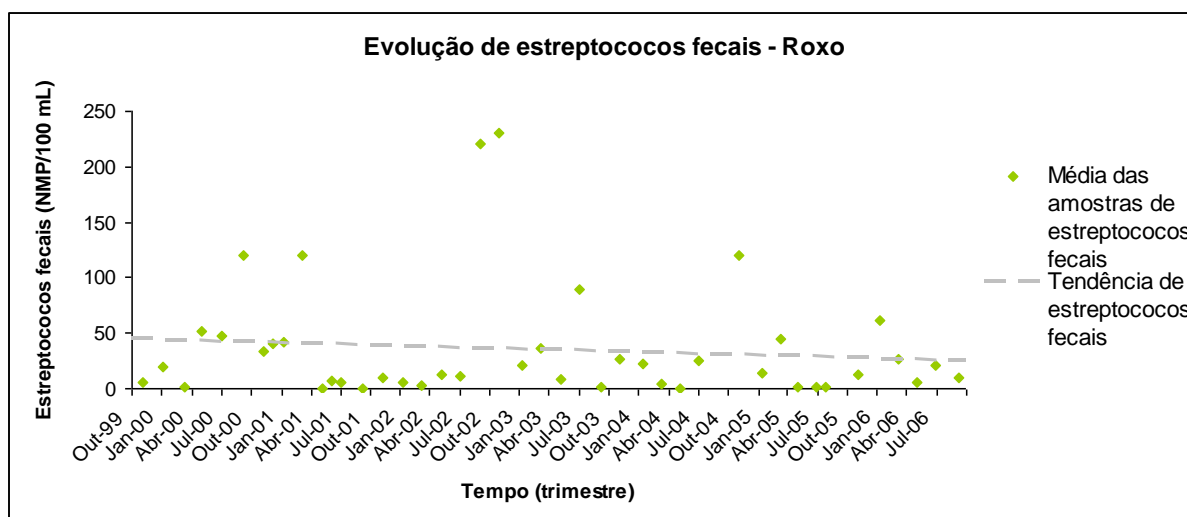



Figura A.76 – Tendência evolutiva de estreptococos fecais, Roxo

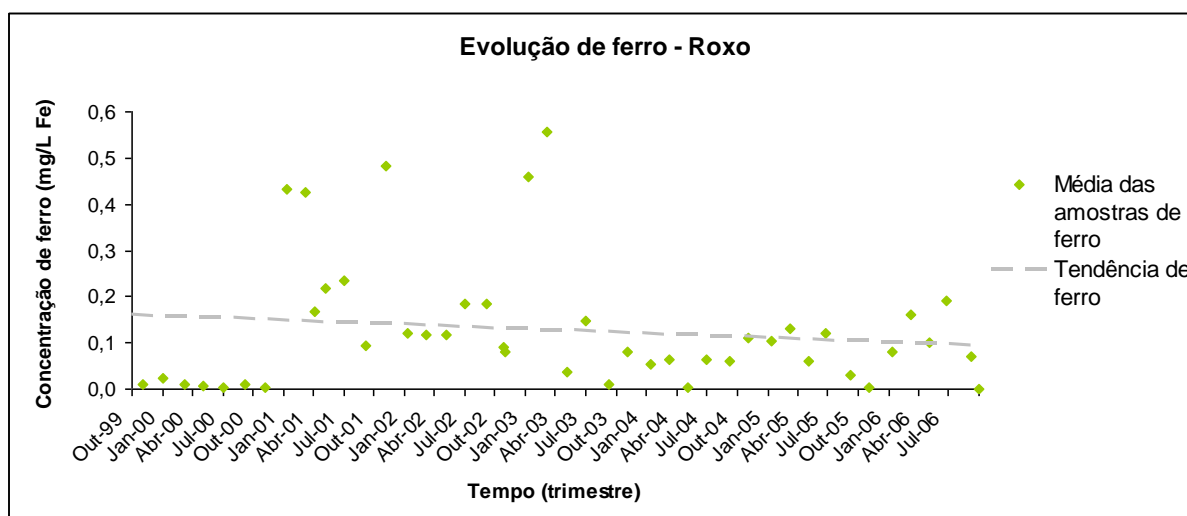



Figura A.77 – Tendência evolutiva de ferro, Roxo

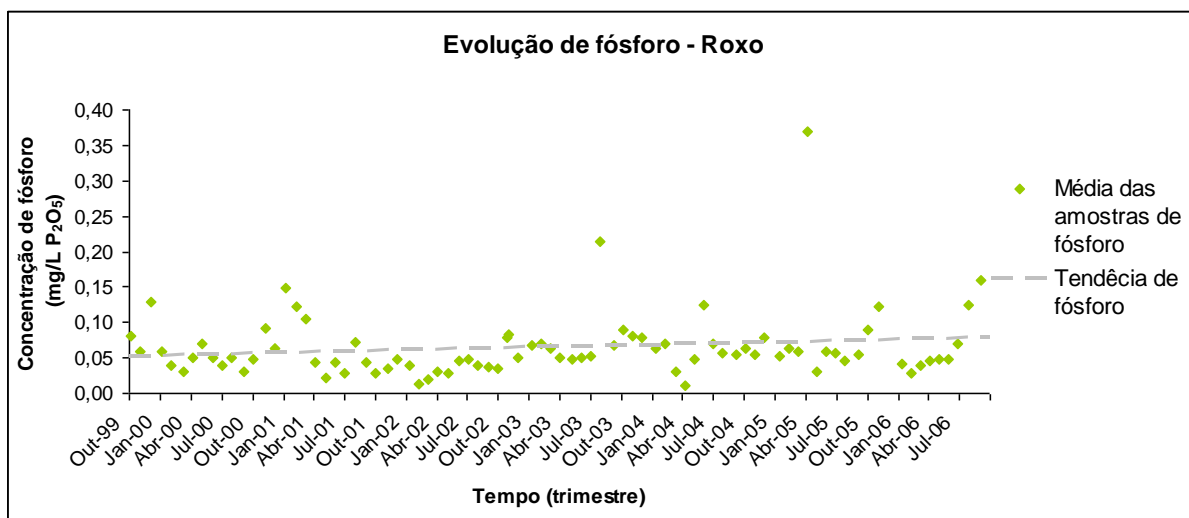



Figura A.78 – Tendência evolutiva de fósforo, Roxo

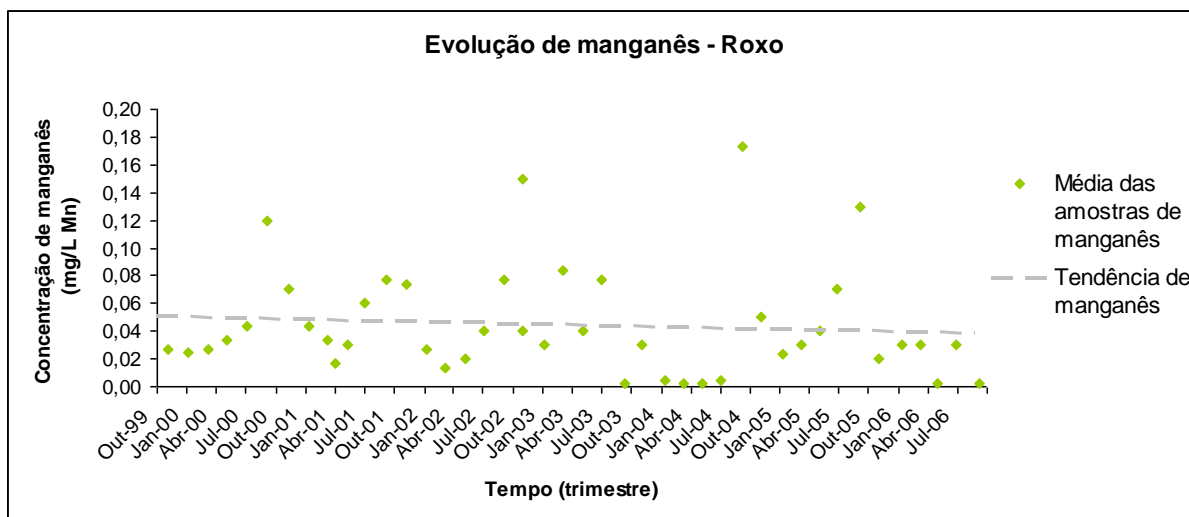



Figura A.79 – Tendência evolutiva de manganês, Roxo

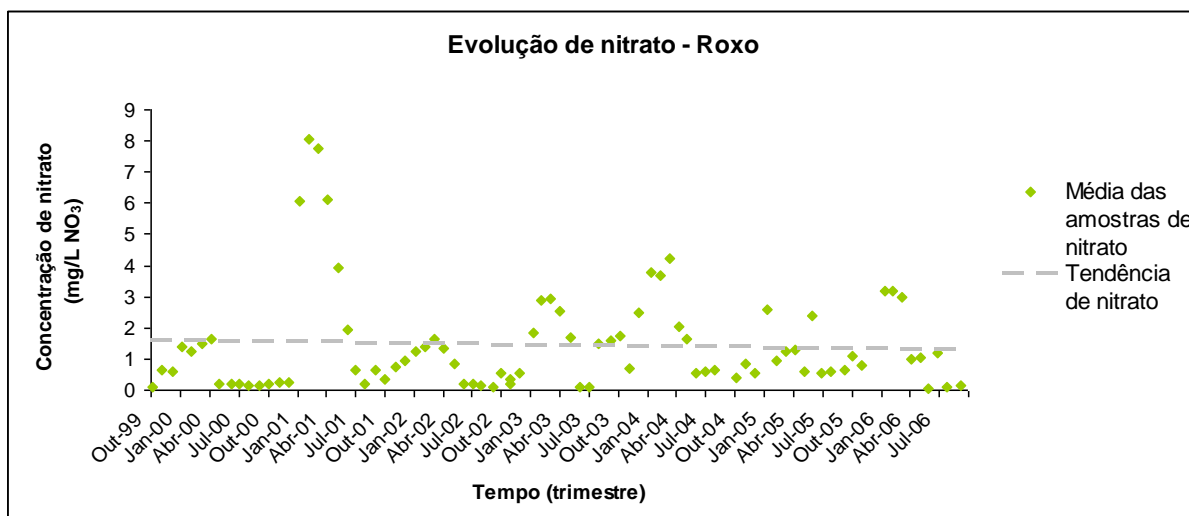



Figura A.80 – Tendência evolutiva de nitrato, Roxo

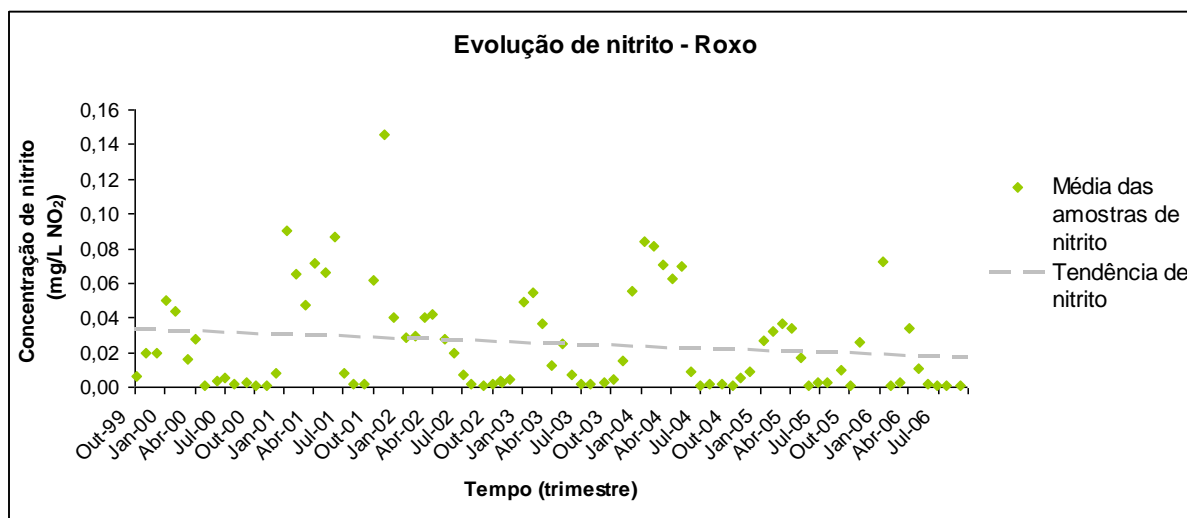



Figura A.81 – Tendência evolutiva de nitrito, Roxo

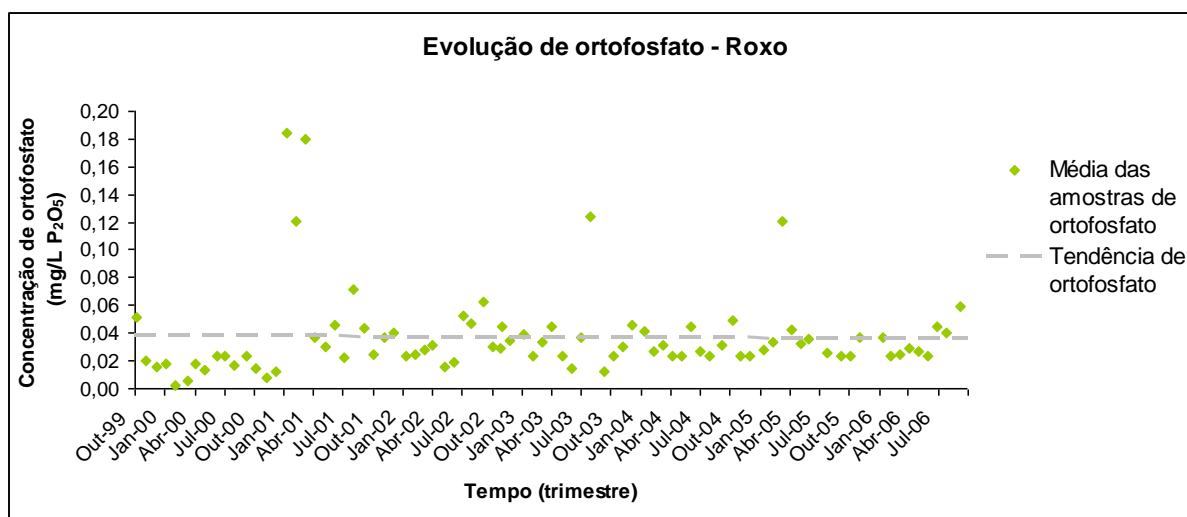



Figura A.82 – Tendência evolutiva de ortofosfato, Roxo

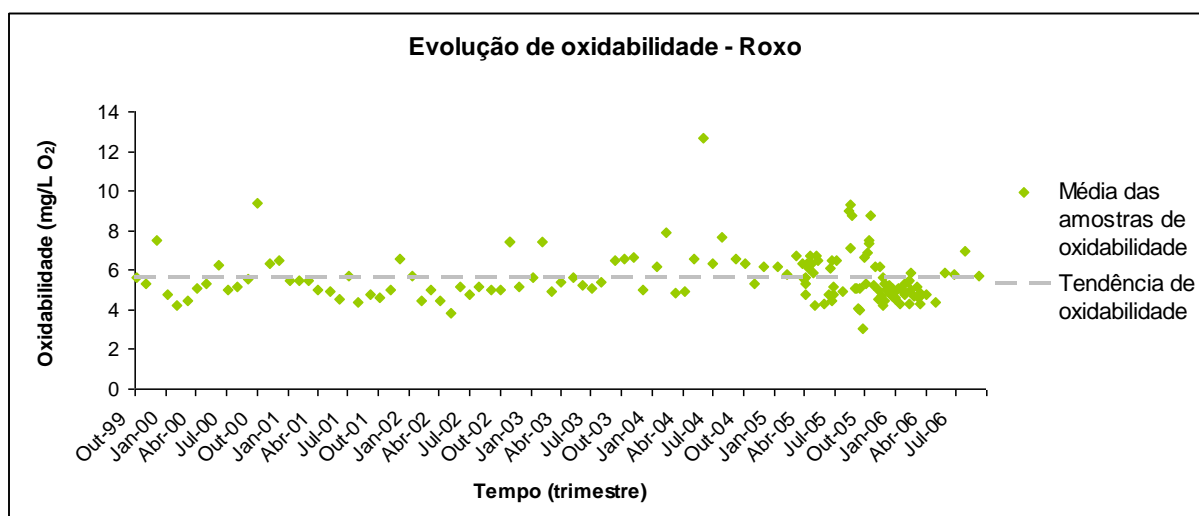



Figura A.83 – Tendência evolutiva de oxidabilidade, Roxo

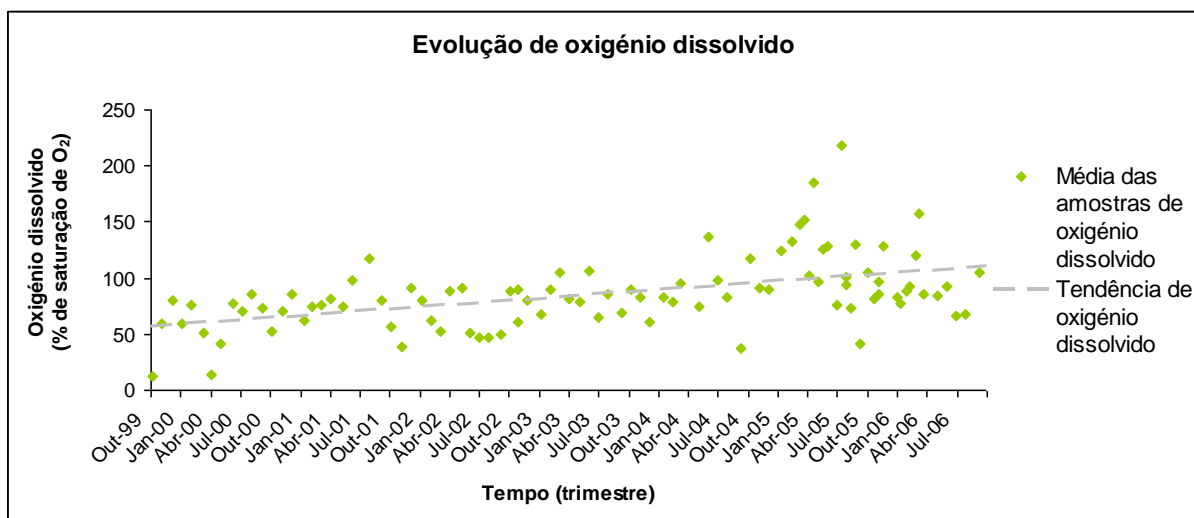



Figura A.84 – Tendência evolutiva de oxigénio dissolvido, Roxo

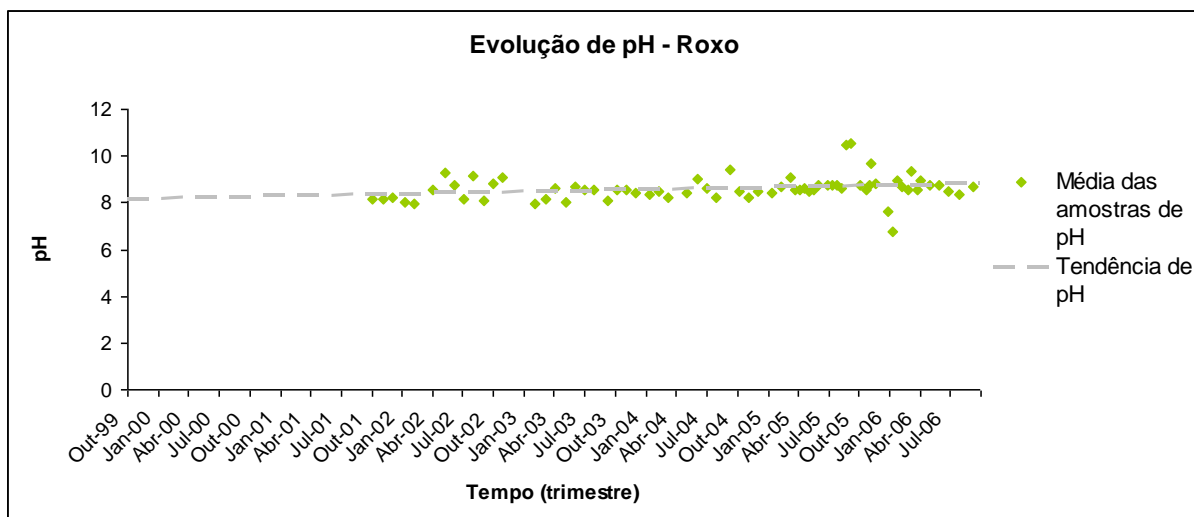



Figura A.85 – Tendência evolutiva de pH, Roxo

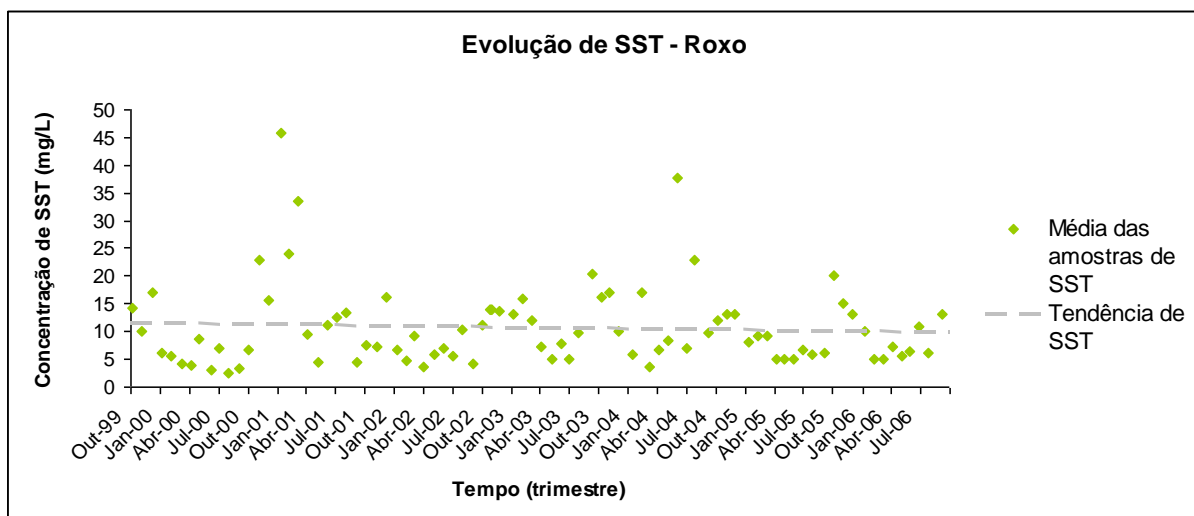



Figura A.86 – Tendência evolutiva de SST, Roxo

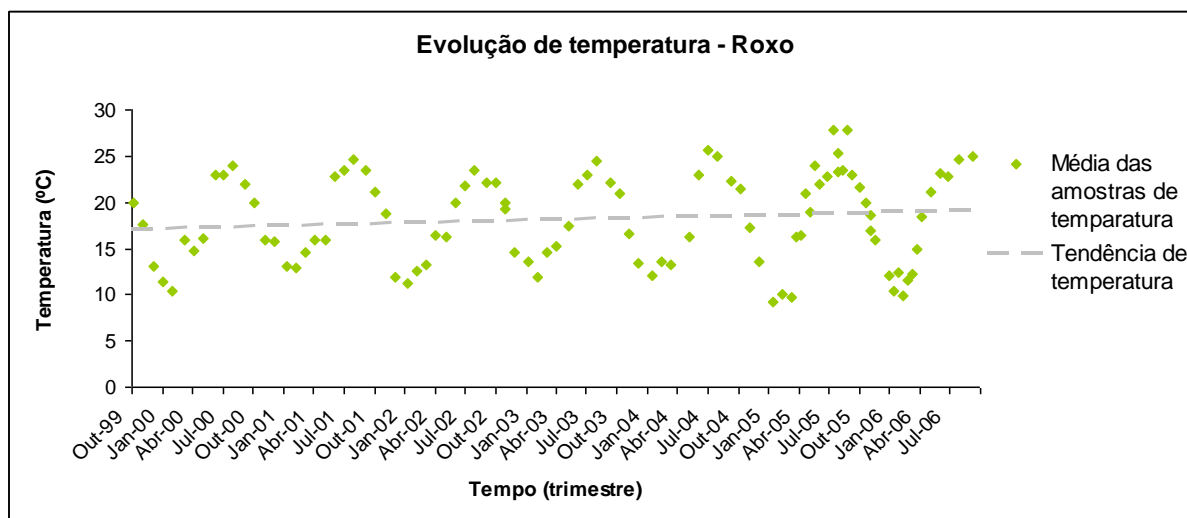



Figura A.87 – Tendência evolutiva de temperatura, Roxo

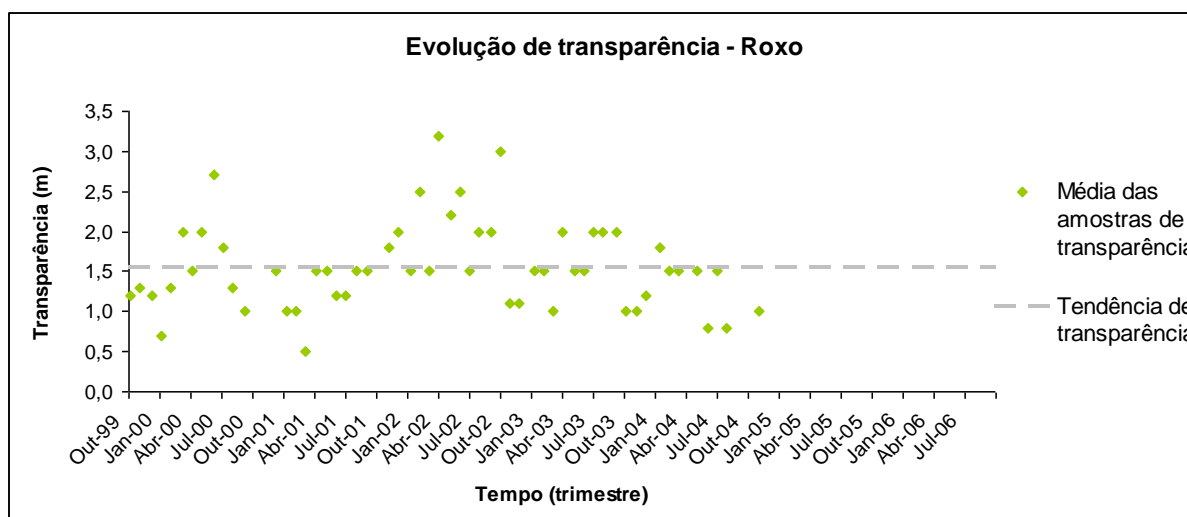



Figura A.88 – Tendência evolutiva de transparência, Roxo

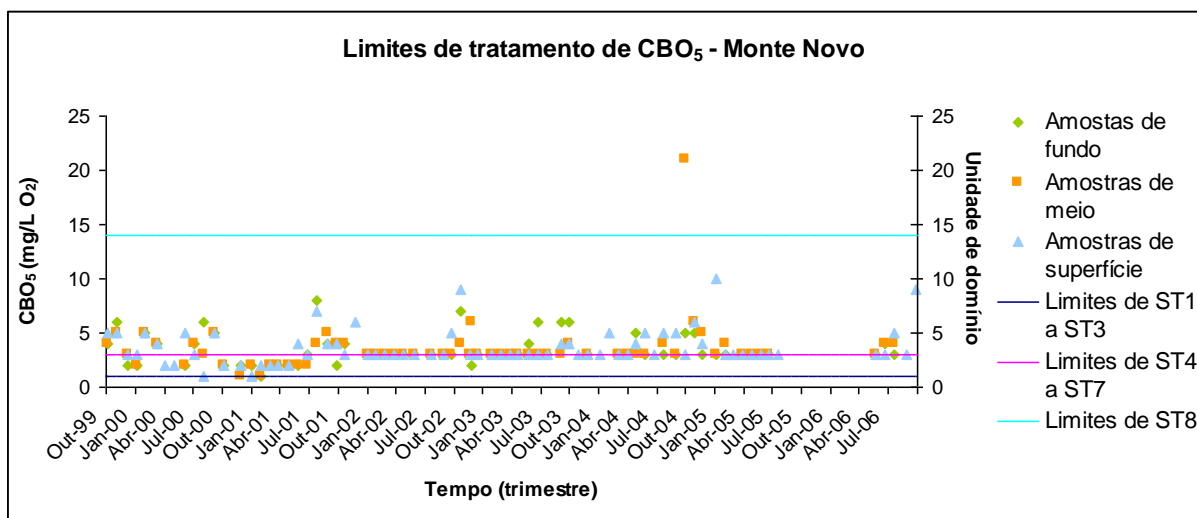



Figura A.89 – Limites de tratamento de CBO_5, Monte Novo

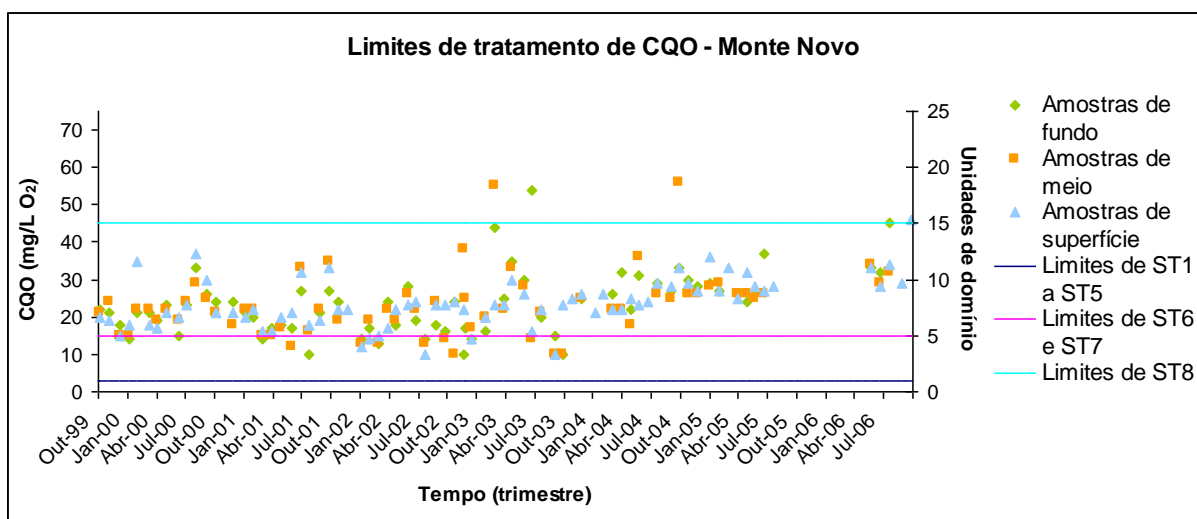



Figura A.90 – Limites de tratamento de CQO, Monte Novo

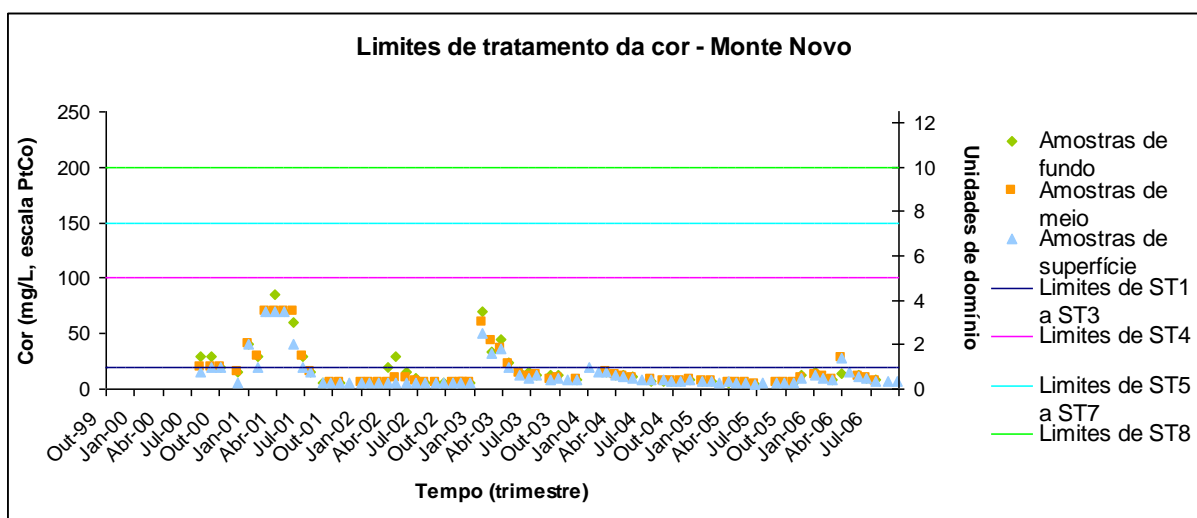



Figura A.91 – Limites de tratamento de cor, Monte Novo

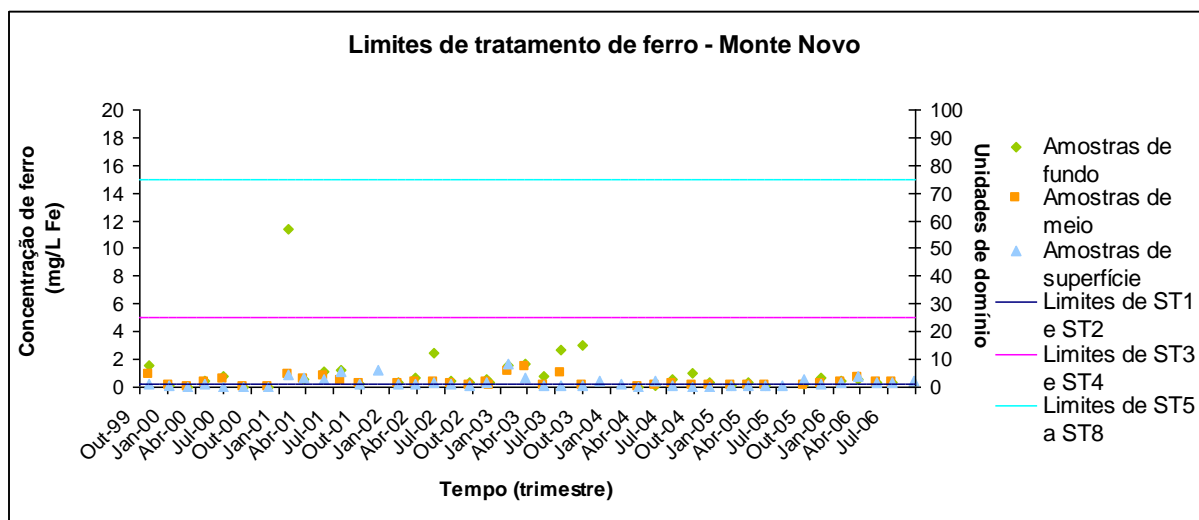



Figura A.92 – Limites de tratamento de ferro, Monte Novo

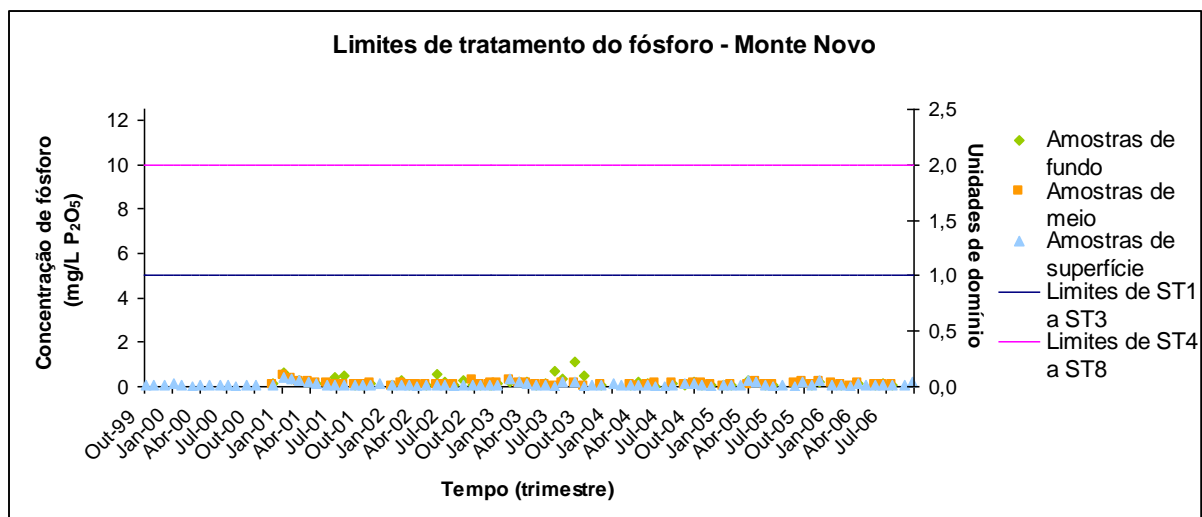



Figura A.93 – Limites de tratamento de fósforo, Monte Novo

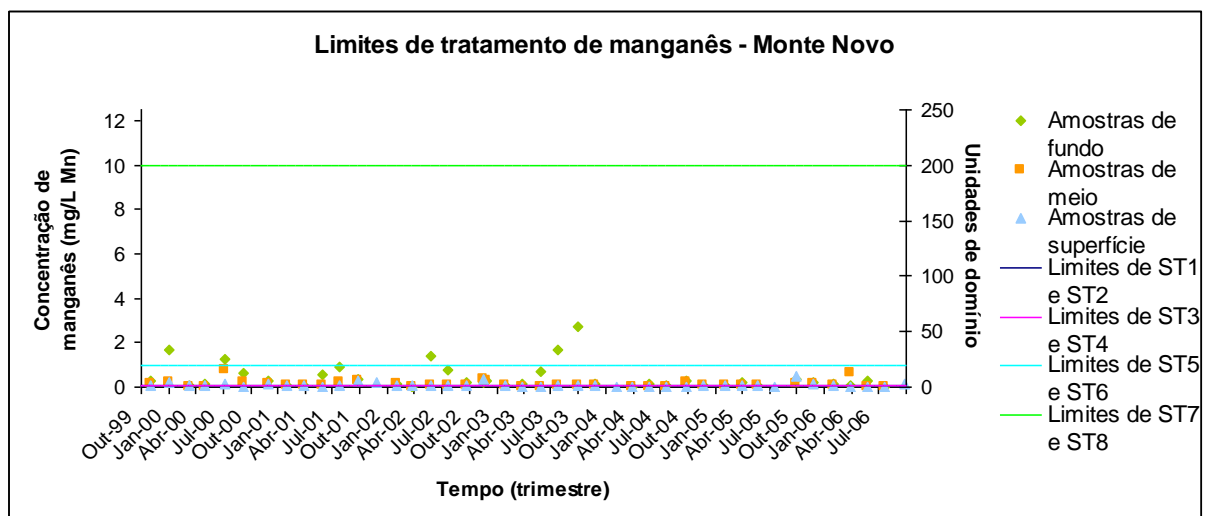



Figura A.94 – Limites de tratamento de manganês, Monte Novo

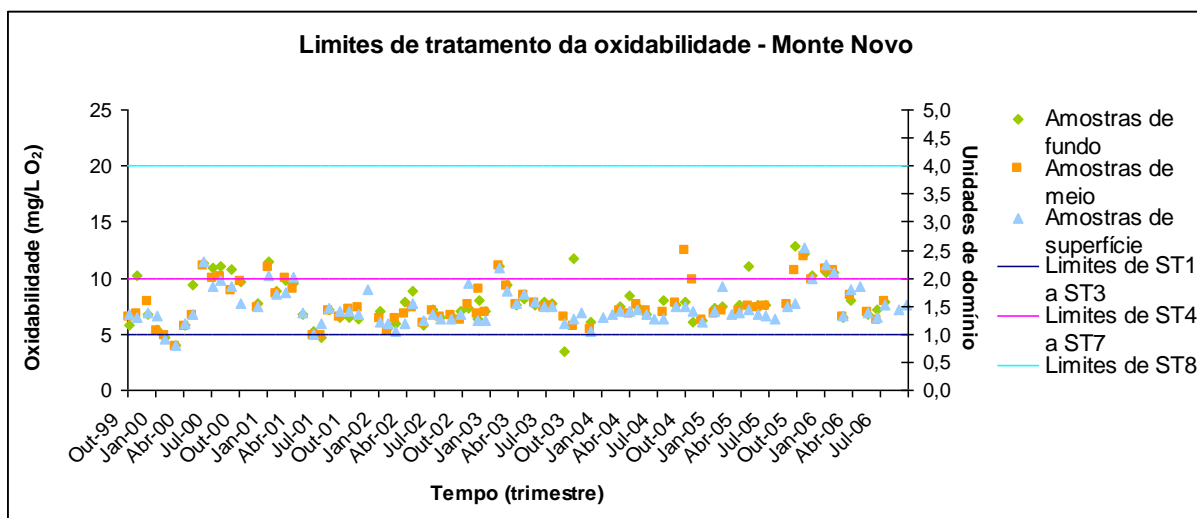



Figura A.95 – Limites de tratamento de oxidabilidade, Monte Novo

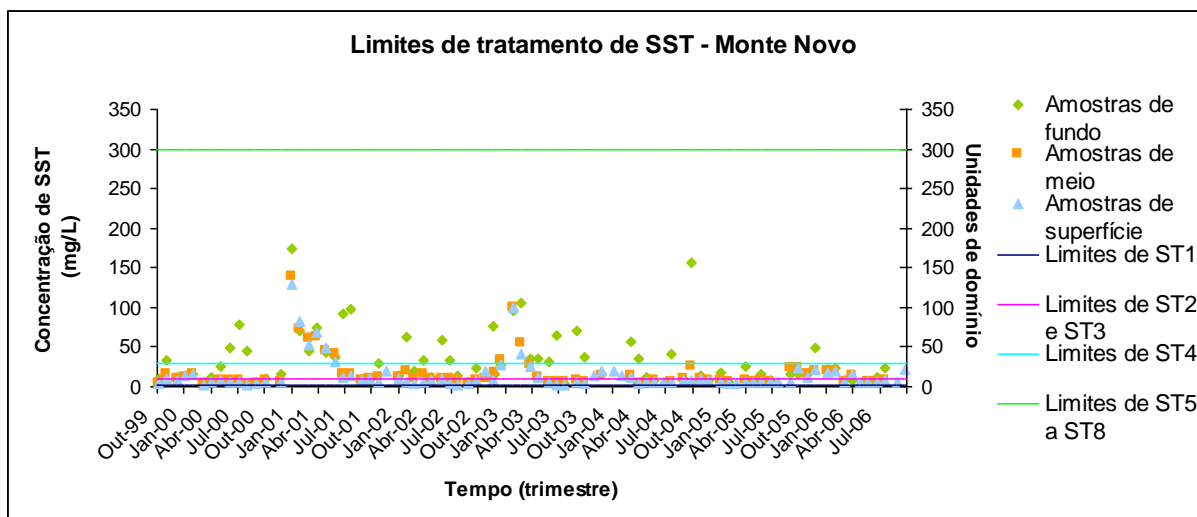



Figura A.96 – Limites de tratamento de SST, Monte Novo

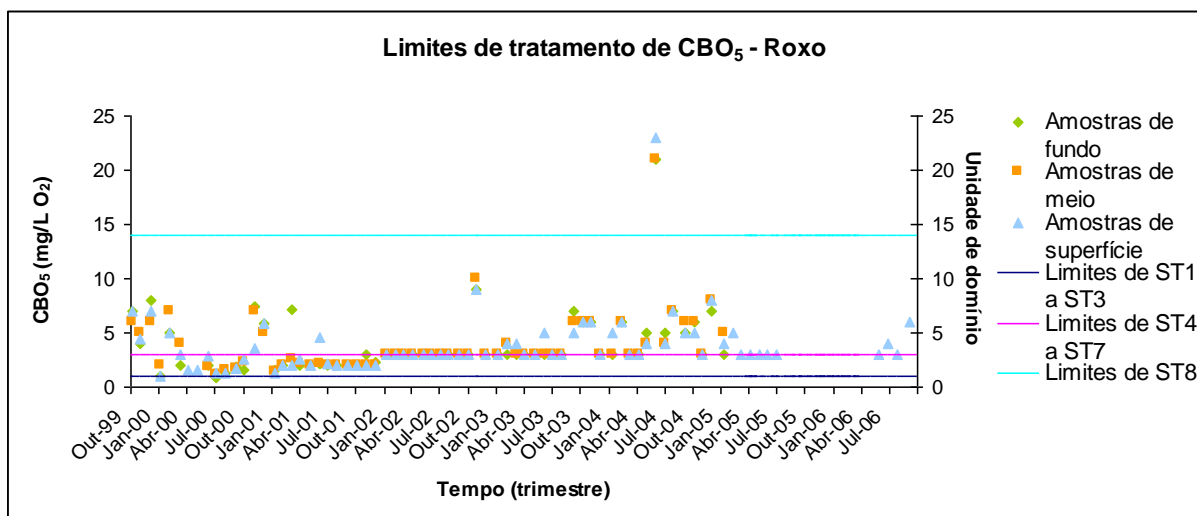



Figura A.97 – Limites de tratamento de CBO_5, Roxo

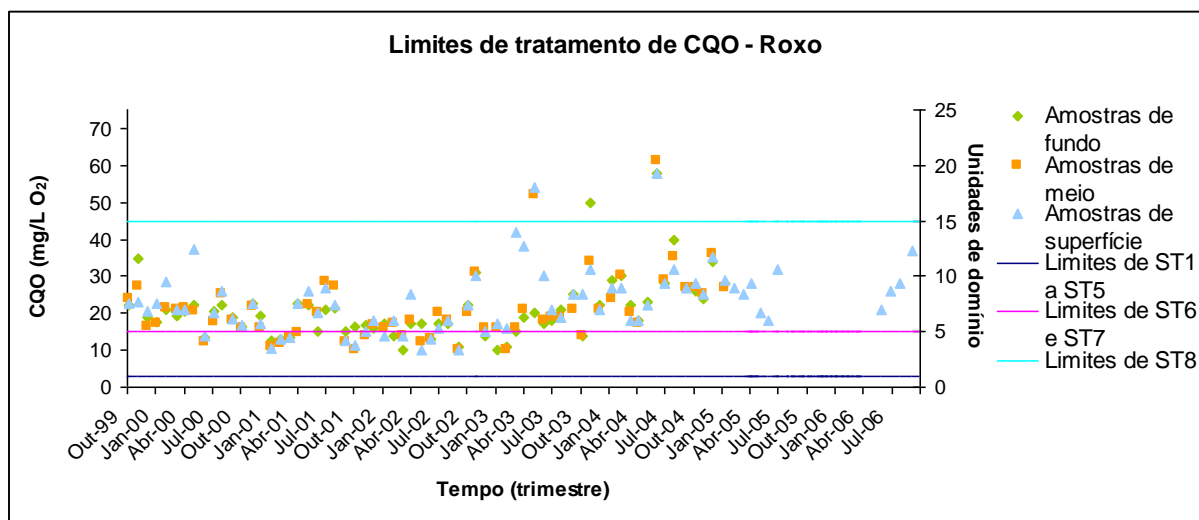



Figura A.98 – Limites de tratamento de CQO, Roxo

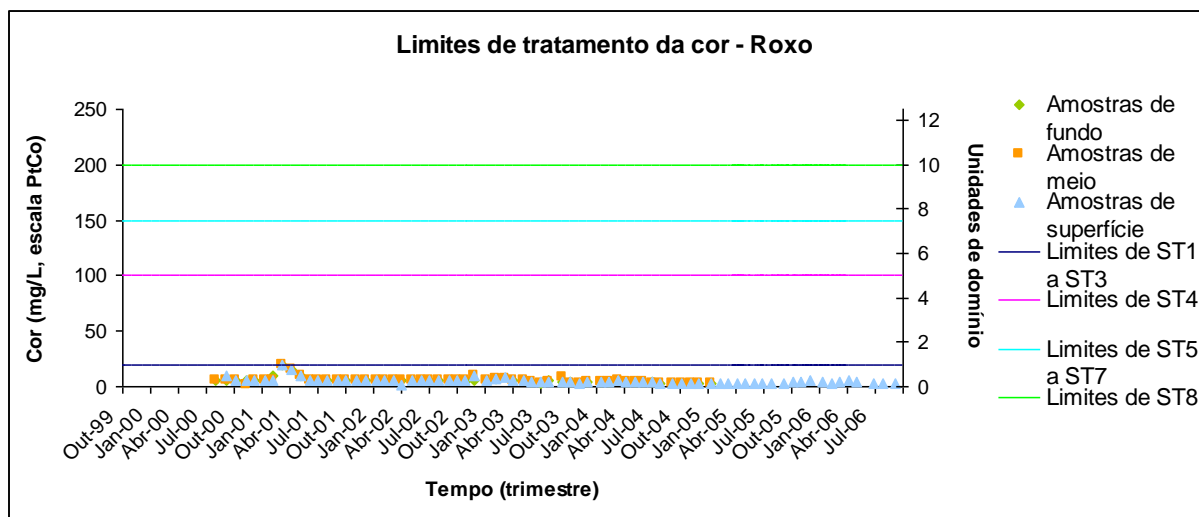



Figura A.99 – Limites de tratamento de cor, Roxo

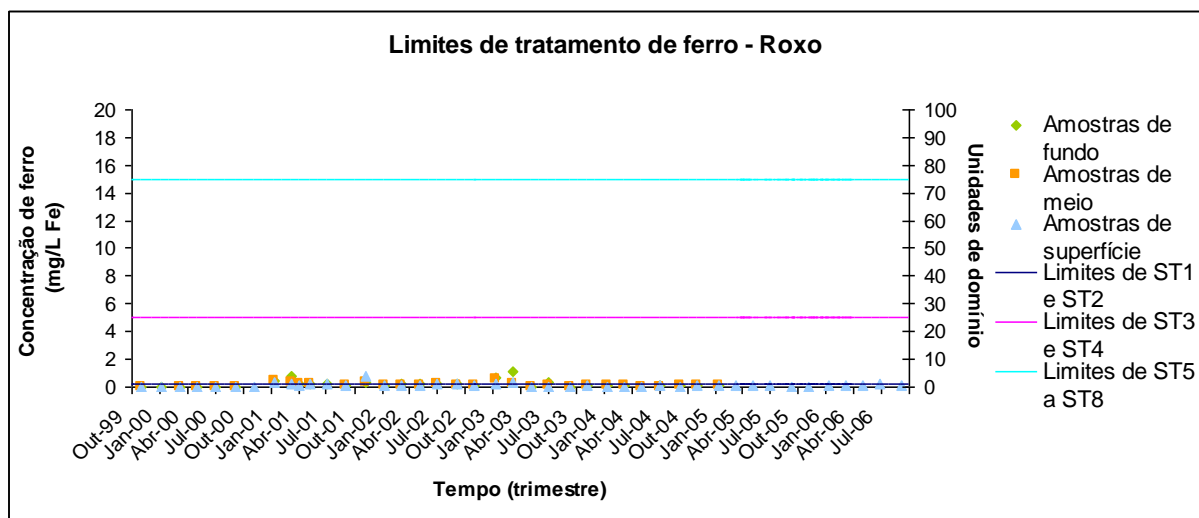



Figura A.100 – Limites de tratamento de ferro, Roxo

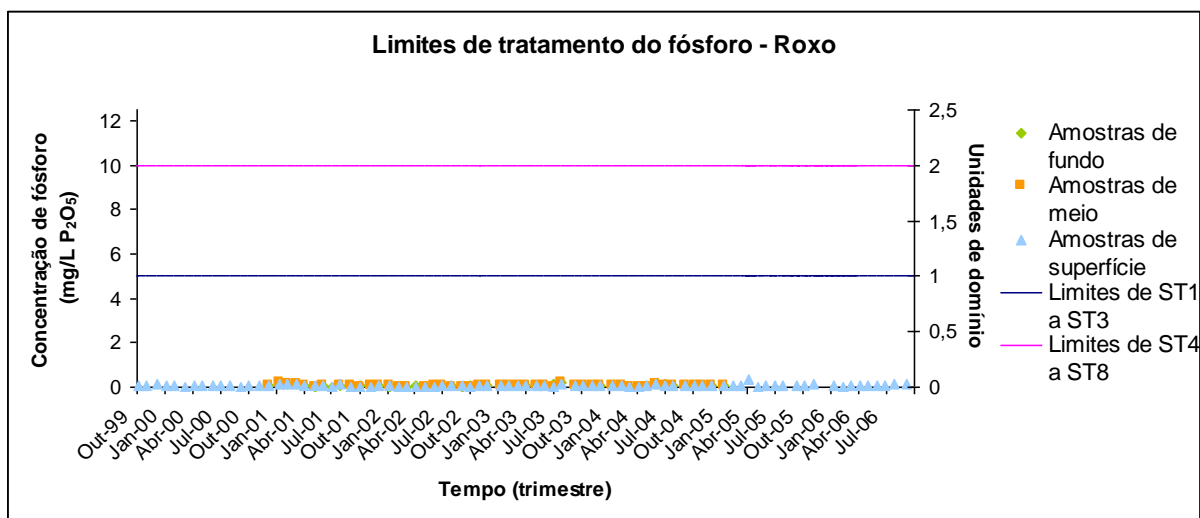



Figura A.101 – Limites de tratamento de fósforo, Roxo

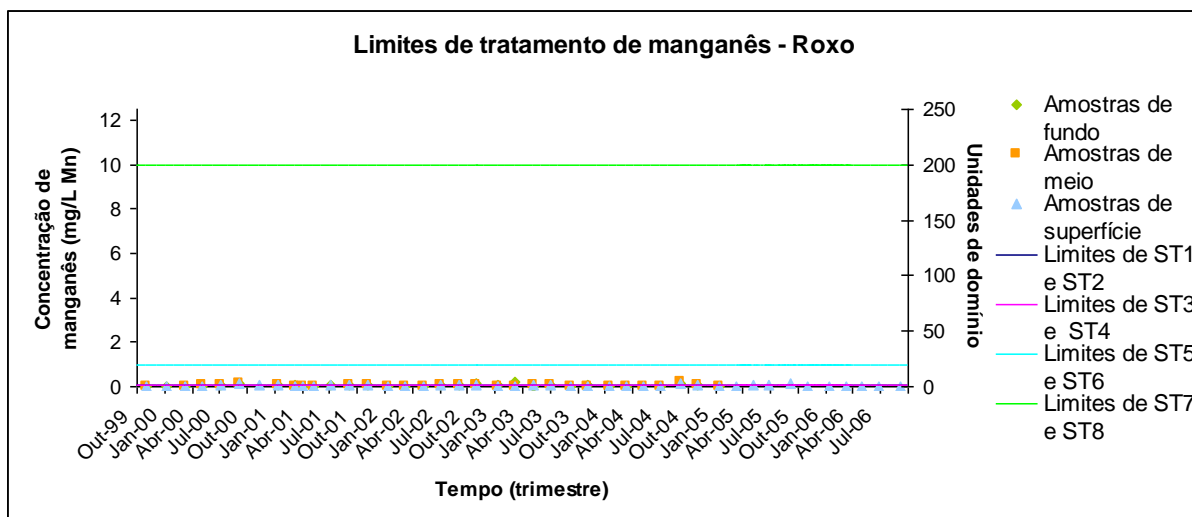



Figura A.102 – Limites de tratamento de manganês, Roxo

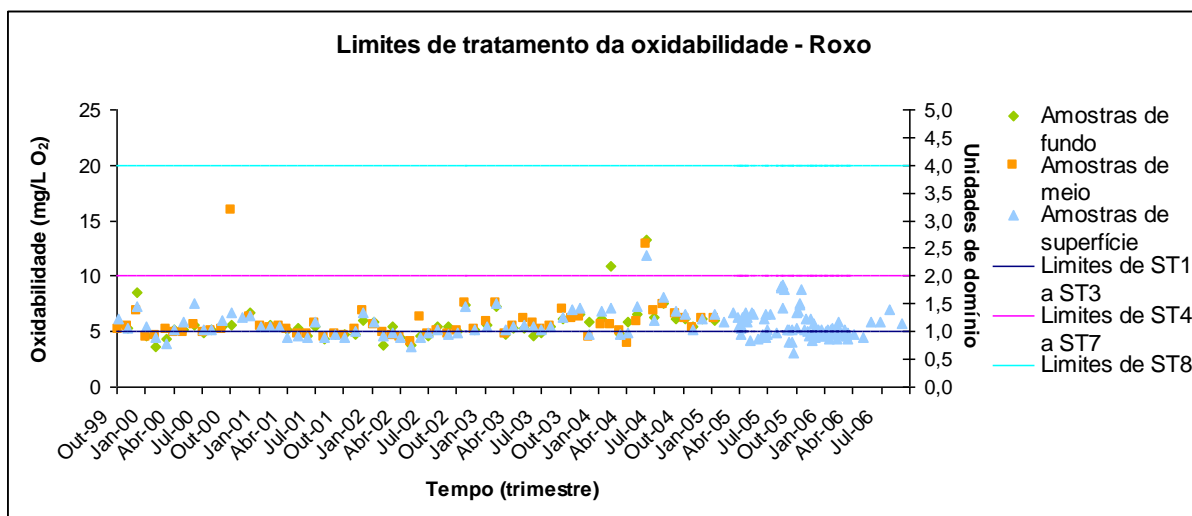



Figura A.103 – Limites de tratamento de oxidabilidade, Roxo

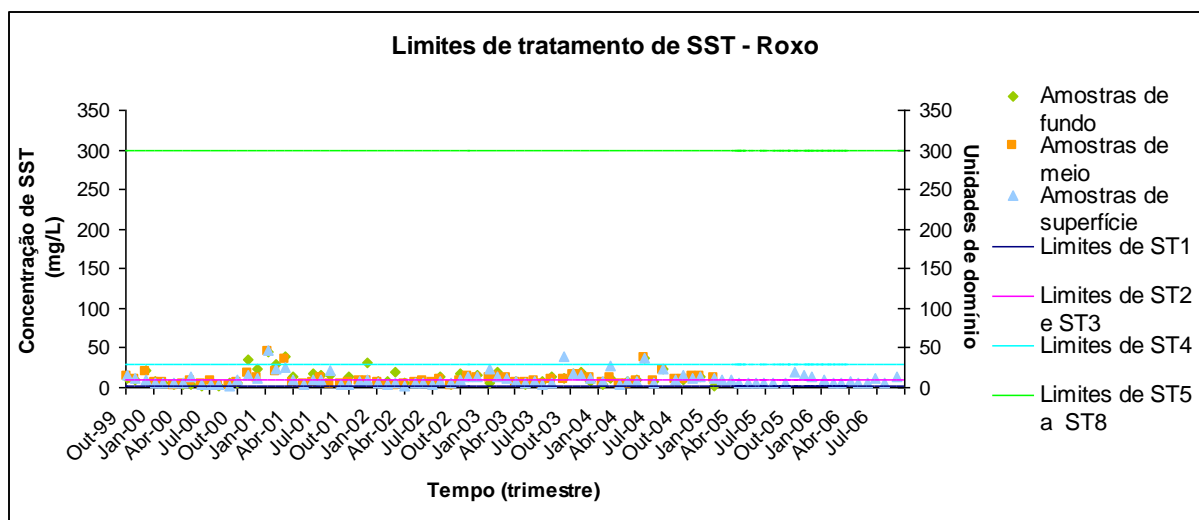



Figura A.104 – Limites de tratamento de SST, Roxo

Quadro A.57 – Modelo de dispersão simples de CBO_5, utilizado para estimar a qualidade das albufeiras, Monte Novo e Roxo

Identificação da massa de água	Volume médio na massa de água (hm^3)	Ci - concentração inicial na massa de água (mg/L)	Mi - carga inicial na massa de água (ton)	População (nº habitantes equivalentes)
Monte Novo	11,92	2,817	33,58	1257
Roxo	36,40	2,877	104,73	30767

Identificação da massa de água	K - Taxa de decaimento (dia^{-1})	b - Constante do tempo de residência (dia^{-1})	b - Constante do tempo de residência (dia^{-1})
Monte Novo	0,3	0,310	3,591E-06
Roxo	0,3	0,340	3,938E-06

Identificação da massa de água	Qa - caudal afluente à massa de água (circulação natural) (m^3/s)	Qr - caudal rejeitado na massa de água (descarga) (m^3/s)	Qw - caudal retirado da massa de água (tomadas + perdas) (m^3/s)	Qnetr - caudal resultado do balanço dos caudais rejeitados (m^3/s)	Qnetw - caudal resultado do balanço dos caudais retirados (m^3/s)	Qnet - caudal resultado do balanço de caudais (m^3/s)
Monte Novo	1,411	0,002	1,413	1,413	1,413	0
Roxo	16,903	0,051	16,954	16,954	16,954	0

Quadro A.57 – Modelo de dispersão simples de CBO_5, utilizado para estimar a qualidade das albufeiras, Monte Novo e Roxo (cont.)

Identificação da massa de água	Ca - concentração no afluente à massa de água (circulação natural) (mg/L)	Cr - concentração na rejeição para a massa de água (descarga) (mg/L)	Ct - concentração total na massa de água (mg/L)	Cw - concentração nas efluências da massa de água (mg/L)
Monte Novo	8,538	62,5	3,002	3,002
Roxo	4,035	83,333	3,025	3,025

Identificação da massa de água	Mta - carga total afluente à massa de água (mg/s)	Mt - carga total na massa de água (mg/s)	Mtw - carga total efluente à massa de água (mg/s)
Monte Novo	12176,184	128519,733	4241,846
Roxo	72484,547	433633,107	51284,932

Identificação da massa de água	Ct_final - concentração pretendida na massa de água (mg/L)	Mt_final - carga total afluente à massa de água para garantir o objectivo (mg/s)	Cr_final - concentração na rejeição para garantir o objectivo (mg/L)
Monte Novo	3	128 418,95	14,383
Roxo	3	430 066,21	13,773

Quadro A.57 – Modelo de dispersão simples de CBO_5, utilizado para estimar a qualidade das albufeiras, Monte Novo e Roxo (cont.)

Identificação da massa de água	CTT - concentração de rejeição após tratamento terciário (mg/L)	CTS - concentração de rejeição após tratamento secundário (mg/L)	QTT - caudal tratado por tratamento terciário (%)	QTS - caudal tratado por tratamento secundário (%)	QTT - caudal tratado por tratamento terciário (m^3/h)	Custo de C.C. da reabilitação das ETAR's de tratamento terciário (€)
Monte Novo	7	20	86,697	113,216	6,537	61327,63
Roxo	7	20	93,857	113,123	173,262	1625069,91